

Mikko Savolahti, Leena Kangas, Ari Karppinen, Niko Karvosenoja, Jaakko Kukkonen, Timo Lanki, Väinö Nurmi, Yuliia Palamarchuk, Ville-Veikko Paunu, Mikhail Sofiev, Pekka Tiittanen

Ilmansaasteiden haittakustannusmalli Suomelle (IHKU)

Maaliskuu 2018

Valtioneuvoston selvitys-
ja tutkimustoiminnan
julkaisusarja 26/2018

KUVAILULEHTI

Julkaisija ja julkaisuaika	Valtioneuvoston kanslia, 27.3.2018		
Tekijät	Mikko Savolahti, Leena Kangas, Ari Karppinen, Niko Karvosenoja, Jaakko Kukkonen, Timo Lanki, Väinö Nurmi, Yulia Palamarchuk, Ville-Veikko Paunu, Mikhail Sofiev, Pekka Tiittanen		
Julkaisun nimi	Ilmansaasteiden haittakustannusmalli Suomelle (IHKU)		
Julkaisusarjan nimi ja numero	Valtioneuvoston selvitys- ja tutkimustoiminnan julkaisusarja 26/2018		
Asiasanat	Ilmansaaste, haittakustannus, terveyshaitta, hiukkaspitoisuus, IHKU		
Julkaisun osat/ muut tuotetut versiot	-		
Julkaisuaika	Maaliskuu, 2018	Sivuja 50	Kieli Suomi

Tiivistelmä

Ilmansaasteiden haittakustannusmalli Suomelle (IHKU) –hankkeen tavoitteena oli arvioida kotimaisten ilmansaaste-päästöjen vaikutuksia pienhiukkaspitoisuuksiin ja niistä aiheutuvien terveyshaittojen kustannuksiin. Laskentamalliin sisällytettiin ilmansaasteiden ympäristöhaitoista vain pienhiukkaspitoisuuksien vaikutus ihmisten terveyteen, sillä pienhiukkaset on merkittävin ihmisten terveyteen vaikuttava ilman epäpuhtaus, ja sen arviointiin on olemassa vakiintuneet laskentamenetelmät. Muita haittoja ja aiempia vastaavia tutkimuksia on tarkasteltu kirjallisuuskatsauksessa. IHKU-malli on ensimmäinen koko Suomelle tehty, tärkeimmät ilmansaasteet kattava kehikko haittakustannusten arviointiin. Hanke toteutettiin yhteistyössä Suomen ympäristökeskuksen (SYKE), Ilmatieteen laitoksen (IL) ja Terveystieteiden tutkimuskeskuksen (THL) kanssa. Kokonaisuudesta vastasi SYKE.

Tässä raportissa esitetään mallinnusmenetelmät, joiden avulla on laskettu hankkeen keskeinen tulos: asiantuntijakäyttöön tarkoitettu haittakustannusmalli. Malli antaa keskiarvioitettuja yksikkökustannukset valittujen ilmansaasteiden aiheuttamille terveyshaittoille päästökorkeudesta ja –sijainnista riippuen. Helppokäyttöistä mallia voi hyödyntää esimerkiksi ilmansuojelustrategioita suunniteltaessa ja erilaisten toimenpiteiden kustannustehokkuutta vertailtaessa. Raportissa on myös annettu esimerkkejä mahdollisista sovelluskohteista ja tulosten tulkinnasta. Yksikkökustannukset kotimaisten päästöjen terveyshaittoille ovat suuruusluokaltaan verrattavissa muissa maissa saatuihin tuloksiin, ja ne osoittavat että päästövähennyksistä on mahdollista saada merkittävää rahallista hyötyä myös Suomessa, jossa hengitysilman pienhiukkaspitoisuudet ovat verrattain alhaisia.

Liite A Taajamakartat

Liite B FRES-mallin leviämismatriiseilla mallinnetut yhden tonnin PM_{2.5}-päästön muutoksen aiheuttamat pitoisuusmuutokset

Liite C SILAM-mallilla mallinnetut yhden tonnin päästömuutoksen aiheuttamat PM_{2.5}-pitoisuusmuutokset

Tämä julkaisu on toteutettu osana valtioneuvoston vuoden 2017 selvitys- ja tutkimussuunnitelman toimeenpanoa (tietokayttoon.fi).

Julkaisun sisällöstä vastaavat tiedon tuottajat, eikä tekstisisältö välttämättä edusta valtioneuvoston näkemystä.

PRESENTATIONSBLAD

Utgivare & utgivningsdatum	Statsrådets kansli, 27.3.2018		
Författare	Mikko Savolahti, Leena Kangas, Ari Karppinen, Niko Karvosenoja, Jaakko Kukkonen, Timo Lanki, Väinö Nurmi, Yuliia Palamarchuk, Ville-Veikko Paunu, Mikhail Sofiev, Pekka Tiittanen		
Publikationens namn	Modell för skadekostnader av luftföroreningar i Finland		
Publikationsseriens namn och nummer	Publikationsserie för statsrådets utrednings- och forskningsverksamhet 26/2018		
Nyckelord	Luftförorening, hälsorisk, skadekostnad		
Publikationens delar /andra producerade versioner	-		
Utgivningsdatum	Mars, 2018	Sidantal 50	Språk Finska

Sammandrag

IHKU-projektet (Modell för skadekostnader av luftföroreningar i Finland) hade som målsättning att utreda hur utsläpp av luftföroreningar påverkar halterna av luftburna partiklar, samt uppskatta kostnaderna för hälsoeffekterna av förändringar i partikelhalterna. De enda miljöeffekter av luftföroreningar som beaktades i modellen var hälsoeffekter av luftburna partiklar. Avgränsningen gjordes därför att luftburna partiklar är den form av luftförorening som har den mest betydande hälsoeffekten, och för att det finns vedertagna metoder för att beräkna effekten. Litteraturoversikten tar upp andra skador och motsvarande tidigare forskningar. IHKU-modellen är den första uppskattningsram för hela Finland som beaktar skadekostnader för de viktigaste luftföroreningarna. Projektet genomfördes som samarbete mellan Finlands miljöcentral (SYKE), Meteorologiska institutet (FMI) samt Institutet för hälsa och välfärd (THL). SYKE ansvarade för helheten.

Rapporten presenterar beräkningsmetoderna som projektet använt för att ta fram en skadekostnadsmodell för experter. Modellen uppskattar konsekvenserna av begränsningar av utsläpp av luftburna partiklar. Modellen ger enhetskostnader för hälsoeffekter av olika luftföroreningar beroende på utsläppskällans läge och höjd. Modellen är lätt att använda t.ex. för att ta fram luftvårdsstrategier och för att jämföra olika åtgärders kostnadseffektivitet. Rapporten beskriver vilka begränsningar som finns för att använda modellen och ger exempel på tänkbara tillämpningar och tolkningar. Enhetskostnaderna för hälsoeffekterna av inhemska utsläpp är av samma storleksordning som resultat som rapporterats från andra länder. Det betyder att det också i Finland är möjligt att uppnå betydande ekonomisk nytta av minskade utsläpp, även om halterna av luftburna partiklar i inandingsluften är relativt låga.

Bilaga A Tätortskartor

Bilaga B Förändringen i koncentrationer efter en PM_{2,5}-utsläppsändring om ett ton beräknad med FRES-modellens spridningsmatris

Bilaga C Förändringen i PM_{2,5}-koncentrationer efter en utsläppsändring om ett ton beräknad med SILAM-modellen

Den här publikation är en del i genomförandet av statsrådets utrednings- och forskningsplan för 2017 (tietokayttoon.fi).

De som producerar informationen ansvarar för innehållet i publikationen. Textinnehållet återspeglar inte nödvändigtvis statsrådets ståndpunkt

DESCRIPTION

Publisher and release date	Prime Minister's Office , 27.3.2018		
Authors	Mikko Savolahti, Leena Kangas, Ari Karppinen, Niko Karvosenoja, Jaakko Kukkonen, Timo Lanki, Väinö Nurmi, Yuliia Palamarchuk, Ville-Veikko Paunu, Mikhail Sofiev, Pekka Tiittanen		
Title of publication	Air Pollution Damage Cost Model for Finland (IHKU)		
Name of series and number of publication	Publications of the Government's analysis, assessment and research activities 26/2018		
Keywords	Air pollution, damage cost, health impact, particulate concentration		
Other parts of publication/ other produced versions	-		
Release date	March, 2018	Pages 50	Language Finnish

Abstract

The aim of this project was to create a damage cost model for Finnish air pollutants that have a major impact on fine particle concentrations within the country. The damage cost model only includes impacts on human health, since the methods for their evaluation are the most well-established. Other environmental impacts of air pollutants and their cost estimations are assessed in a literature study. IHKU model is the first integrated tool for assessing the health damage costs of Finnish air pollution emissions. The project was coordinated by Finnish Environment Institute (SYKE) and made in co-operation with Finnish Meteorological Institute (FMI) and National Institute for Health and Welfare (THL).

This report presents the modelling methodologies used in the main result of the project: an open access model for assessing the health damage costs of Finnish air pollutants. The model gives health damage costs for a metric ton of chosen pollutant, depending on emission location and height. It is user-friendly and can be valuable in assessing air quality strategies and comparing the cost-efficiency of different mitigation measures. The report also explains the limitations of the model and gives examples for its application. The damage costs per unit of pollutant in this study are comparable in methods and magnitude to those found in literature. The unit costs demonstrate that it is possible to gain considerable monetary benefits from reducing Finnish air pollution emissions, even though air quality in Finland is relatively good.

Appendix A Maps of areas classified as urban

Appendix B Concentration increases by a ton of PM_{2.5} emissions by source. Modelled with FRES model

Appendix C Concentration increases by a ton of air emission by source. Modelled with SILAM model

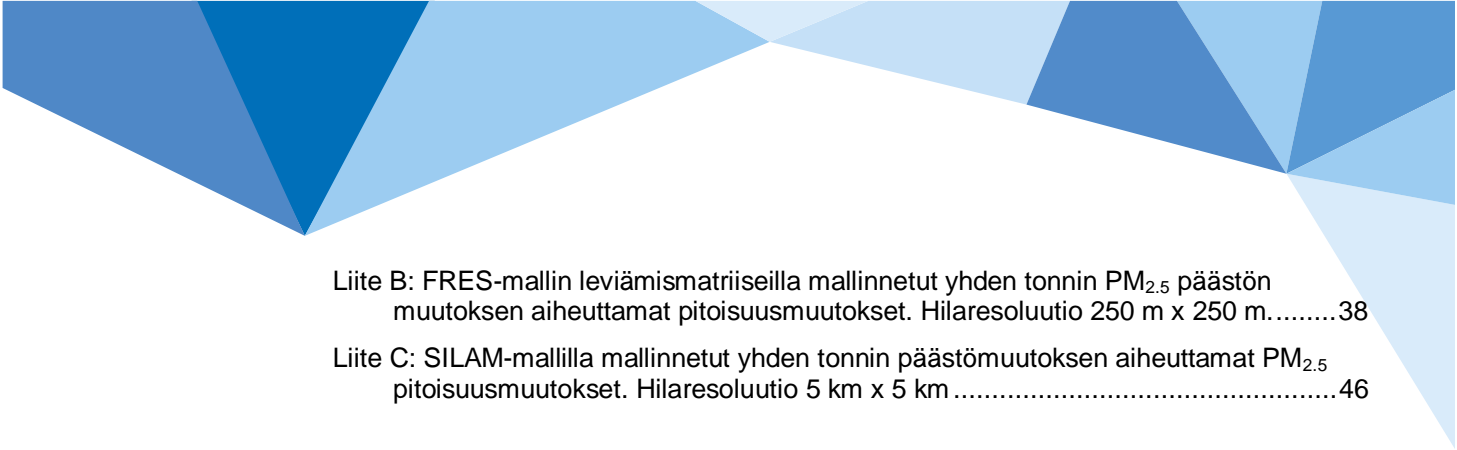
This publication is part of the implementation of the Government Plan for Analysis, Assessment and Research for 2017 (tietokayttoon.fi).

The content is the responsibility of the producers of the information and does not necessarily represent the view of the Government.



SISÄLLYS

1. Laajennettu tiivistelmä.....	7
1.1 Haittakustannukset päästötonnia kohti.....	7
1.2 IHKU-työkalun käyttömahdollisuudet.....	9
2. Johdanto.....	10
2.1 Ilmansaastepäästöjen lähteet ja leviäminen ilmassa	10
2.2 Ilmansaasteiden terveysvaikutukset.....	11
2.3 Ilmansaasteiden muut vaikutukset	13
2.4 Ilmansaasteiden terveysvaikutusten rahallinen arvottaminen	14
3. Kirjallisuuskatsaus haittakustannusarvioista.....	15
3.1 Kirjallisuuskatsauksen aineisto	15
3.2 Ilmanlaadun mallinnusmenetelmät aiemmissa tutkimuksissa	16
3.3 Kasvaneiden hiukkaspitoisuuksien aiheuttamat terveyshaitat ja ennenaikaisen kuoleman kustannus.....	17
3.4 Muut kuin pienhiukkasten terveyskustannukset.....	18
3.5 Vertailuarvoja aikaisemmista tutkimuksista	19
4. IHKU-haittakustannusmallissa käytetyt menetelmät	20
4.1 Mallinnukset	20
4.1.2 Päästöjen arviointi	20
4.1.3 Ilmansaasteiden pitoisuuksien arviointi	23
4.1.4 Väestöaltistuksen ja terveysvaikutusten arviointi	24
4.2 Käytetyt terveys- ja kustannusparametrit.....	24
5. IHKU-haittakustannusmalli	27
5.1 IHKU-mallin käyttö.....	28
6. Haittakustannusmallin rajoitteet ja epävarmuudet	30
7. Johtopäätökset.....	31
LÄHTEITÄ JA TAUSTA-AINEISTOJA.....	33
Liite A: Taajamakartat. Hilaresoluutio 250 m x 250 m.....	36



Liite B: FRES-mallin leviämismatriiseilla mallinnetut yhden tonnin $PM_{2.5}$ päästön muutoksen aiheuttamat pitoisuusmuutokset. Hilaresoluutio 250 m x 250 m.....	38
Liite C: SILAM-mallilla mallinnetut yhden tonnin päästömuutoksen aiheuttamat $PM_{2.5}$ pitoisuusmuutokset. Hilaresoluutio 5 km x 5 km	46

1. LAAJENNETTU TIIVISTELMÄ

Tässä hankkeessa kehitettiin helppokäyttöinen työkalu Suomen pienhiukkaspitoisuuksien rajoittamisella saavutettavien terveysvaikutusten arvioimiseksi ja rahalliseksi arvottamiseksi (IHKU-malli). Työkalu sisältää kotimaiset pienhiukkaspäästöt ja tärkeimmät pienhiukkasia muodostavat kaasumaiset päästöt. Kehitetty työkalu kuvaa päästövähennyksillä saavutettavia terveyshyötyjä rahallisesti arvotettuna, ja se mahdollistaa mm. suuntaa-antavien kustannus-hyötyanalyysien tekemisen eri laatuille ja laajuisille päästövähennystoimenpiteille Suomessa. Hankkeessa tehtiin myös kirjallisuusselvitys muista ilmansaasteiden aiheuttamista terveys- ja ympäristökustannuksista.

Ilmansaasteet aiheuttavat haittoja ihmisten terveydelle ja ympäristölle. Saasteet tulevat ilma-kehään useista eri päästölähteistä, joista yleisimpiä ovat erilaiset polttoprosessit. Päästöt kulkeutuvat ja muuntuvat ilmakehässä, ja niiden pitoisuudet laimenevat kun etäisyys päästölähteestä kasvaa. Ilmansaasteiden negatiivisia terveys- ja ympäristövaikutuksia voidaan arvioida myös rahallisesti, ts. haittakustannuksina. Eniten tutkittuja ovat ihmisille aiheutuvista terveyshaitoista koituvat kustannukset, ja ne muodostavat myös useimmissa tutkimuksissa valtaosan kokonaishaittakustannuksista.

Hiukkasmaiset ilmansaasteet aiheuttavat enemmän terveyshaittoja kuin kaasumaiset ilmansaasteet; eniten haittoja aiheutuu pienhiukkasista, jotka ovat alle 2,5 mikrometriä halkaisijaltaan (PM_{2.5}). Suurimmat pienhiukkasten kotimaiset lähteet ovat puun pienpoltto kotitalouksissa ja liikenne. Toisaalta myös kaasumaisista päästöistä (NO_x, SO₂, NH₃ jne.) muodostuu ilmakehässä pienhiukkasia ajan myötä (ns. sekundäärihiukkaset). Altistuminen hengitysilman pienhiukkasille johtaa vakavuudeltaan hyvin eriasteisiin haittoihin, jotka vaihtelevat lisääntyneestä oireilusta ja lääkityksen tarpeesta kroonisiin sairauksiin ja ennenaikaiseen kuolemaan. Pitkäaikainen altistuminen on erityisen haitallista, koska se voi lisätä matala-asteista tulehdusta. Tämä voi paitsi akuutisti pahentaa kroonisia sairauksia, myös johtaa vähitellen niiden kehittymiseen.

Arviot ilmansaasteiden terveyshaitoista perustuvat ennen kaikkea epidemiologisiin tutkimuksiin. Näistä on johdettu erilaisille terveyshaitoille altiste-vastesuhteita, jotka kuvaavat haitan riskin kasvua ilmansaastepitoisuuden kasvaessa. Tässä hankkeessa kehitetyssä IHKU-mallissa on huomioitu pienhiukkasten vaikutukset kuolleisuuteen, sairaalahoidon tarpeeseen, keuhkoputkentulehdukseen, sairauspoissaoloihin sekä toimintakykyyn.

Kustannusarvioissa on mukana sekä yhteiskunnalle koituvia kustannuksia, kuten sairaanhoidokuluja ja menetettyjä työpäiviä, että elämänlaadun heikkenemisen tai ennenaikaisen kuoleman arvottamiseen liittyviä kustannuksia. Merkittävimmät kustannukset liittyvät kuolleisuuden kasvuun, ja oletus ihmiselämän rahallisesta arvosta määrittää pitkälti haittakustannusten suuruusluokan. Ennenaikaiselle kuolemalle on lähtöoletukseksi valittu kolme eri kustannusarvoa, jotka ovat vertailukelpoisia useiden aiempien eurooppalaisten tutkimusten kanssa.

Ilmansaastepäästöjen haittakustannukset on laskettu käyttäen vaikutuspolkumenetelmää. Aluksi on mallinnettu lähtötilanne Suomessa vuoden 2015 päästö määrillä, niin että päästöt ja mallinnetut pienhiukkaspitoisuudet on sijoitettu kartalle 250 m x 250 m hilaruudukkoon. Tämän perustilanteeseen on sitten simuloitu erilaisia muutoksia päästöissä, ja leviämismallin avulla on arvioitu tietyllä päästösektorilla (esim. tieliikenne) tapahtuvan, yhden päästöyksikön muutoksen vaikutus hengitysilman pienhiukkaspitoisuuksiin. Pitoisuusmuutoksia on lopulta verrattu väestötietoihin kussakin hilaruudussa ja laskettu niistä seuraavat terveysvaikutukset ja kustannukset.

1.1 Haittakustannukset päästötonnia kohti

Ilmansaastepäästöjä vähentämällä on mahdollista saada merkittäviä rahallisia hyötyjä terveyshaittojen vähentymisen myötä myös Suomessa, jossa ulkoilman laatu on suhteellisesti arvioituna melko hyvä. Päästöjen vähennystoimenpiteiden kustannukset pystytään tyypillis-

ti arvioimaan melko tarkasti. Arvottamalla rahallisesti myös vähennystoimista seuraavia hyötyjä on mahdollista tehdä suuntaa-antavia kustannus-hyötyanalyyseja ilmanlaatuun vaikuttaville toimenpiteille.

Taulukossa 1 on esitetty hankkeessa tehtyjen mallinnusten perusteella lasketut yhden päästötönnin vähentämisellä saatavat rahallisesti arvioidut terveyshyödyt sektoreittain. Päästölähteen sijainnilla on ratkaiseva vaikutus erityisesti matalan korkeuden lähteistä tulevista hiukkaspäästöistä aiheutuviin terveyshaittoihin, minkä vuoksi nämä päästöt on taulukossa jaettu taajamissa ja haja-asutusalueilla syntyviin päästöihin. Korkeista piipuista tulevien päästöjen vaikutukset hiukkaspitoisuuksiin ulottuvat laajemmalle alueelle, ja niiden osalta ei ole tehty vastaavaa jakoa. Myös korkeiden piippujen kohdalla sijainnilla on kuitenkin merkitystä päästöjen aiheuttamiin terveyshaittoihin, erityisesti hiukkaspäästöjen osalta. Polttolaitosten primääri-PM_{2.5} päästöjen vaikutukset on arvioitu erikseen Etelä- ja Pohjois-Suomessa, sillä väestötiheys näillä kahdella alueella on hyvin erilainen

Taulukossa on esitetty kolme eri arviota yhden päästötönnin aiheuttamista haittakustannuksista. Laskelmissa on mukana ennen aikaisen kuoleman, lyhyt- ja pitkäaikaisen sairastelun sekä työkyvyn heikkenemisen aiheuttamia kustannuksia. Ennen aikainen kuolema muodostaa valtaosan haittakustannuksista, joten arvot vaihtelevat oletettujen ennen aikaisen kuoleman aiheuttamien kustannusten mukaan. Kaikissa tapauksissa arvottaminen perustuu kyselytutkimukseen, jossa on arvioitu, millaista rahallista korvausta vastaan ihminen on valmis hyväksymään pienen lisäriskin ennen aikaiselle kuolemalle. Ennen sulkua näkyvä arvo perustuu pienhiukkasille altistumisen vuoksi menetettyjen elinvuosien arvottamiseen (VOLY, elinvuoden tilastollinen arvo), ja se pohjautuu kyselytutkimuksen vastausten keskiarvoon. Tämä laskentamenetelmä on IHKU-tutkimusryhmän suositus haittakustannusarvioiden tekemiseen. Suluissa oleva matalin arvio haittakustannuksesta perustuu samoin menetettyjen elinvuosien arvottamiseen, mutta laskennassa on käytetty kyselyvastausten mediaania. Korkein arvio perustuu suoraviivaisemmin ennen aikaisen kuoleman arvottamiseen eikä riipu menetettyjen elinvuosien määrästä (VSL, elämän tilastollinen arvo, keskiarvo). Kansainvälisesti ei ole syntynyt konsensus siitä, mitä arvottamisen tapaa pitäisi ensisijaisesti käyttää.

Taulukko 1. IHKU-malli. Yhden päästöyksikön vähentämisellä saavutettavat terveyshyödyt rahallisesti arvioituna (1000 €/tonni). Ensimmäisenä annettua lukua suositellaan käytettäväksi (VOLY ka.), sulkeissa annetut luvut ovat alempi ja ylempi yleisesti käytetty arvio (VOLY med. – VSL ka.). Primääri-PM_{2.5} tarkoittaa suoraan päästölähteestä peräisin olevia pienhiukkasia, X-> sekundääri-PM_{2.5} päästölähteen x-kaasun päästöistä ilmakehässä muodostuvia pienhiukkasia. Kaasumaisten päästöjen vaikutusta on arvioitu vain siltä osin kuin nämä muodostavat ilmakehässä sekundäärisiä hiukkasia. NO_x = NO + NO₂ laskettuna NO₂:ksi.

Matalan päästökorkeuden lähteet	Päästövähennyksen sijainti	
	Taajama	Haja-asutus
Tieliikenne, Primääri-PM _{2.5}	140 ¹ (80 ² –320 ³)	13 (7.6–31)
Työkoneet, Primääri-PM _{2.5}	170 (100–390)	5.0 (2.8–11)
Pientalojen takat ja kiukaat, Primääri-PM _{2.5}	70 (40–160)	8.7 (4.8–19)
Kaikki alueet		
Kesämökien takat ja kiukaat, Primääri-PM _{2.5}	5.5 (3.1–13)	
Pientalojen puukattilat, Primääri-PM _{2.5}	12 (6.6–27)	
Tieliikenne, NO _x -> sekundääri-PM _{2.5}	0.82 (0.46–1.8)	
Maatalous, NH ₃ -> sekundääri-PM _{2.5}	1.2 (0.70–2.8)	
Korkean päästökorkeuden lähteet	Etelä-Suomi Pohjois-Suomi	
	Kaikki alueet	
Voimalaitokset ja teollisuus, Primääri-PM _{2.5}	10 (5.8–24) 5.7 (3.2–13)	
Voimalaitokset ja teollisuus, SO ₂ -> sekundääri-PM _{2.5}	1.3 (0.73–3.1)	
Voimalaitokset ja teollisuus, NO _x -> sekundääri-PM _{2.5}	0.43 (0.24–1.0)	

Oletus eliniän lyhenemisen / ennen aikaisen kuoleman kustannukseksi:

¹ VOLY keskiarvo (Value Of Life Year, Elinvuoden tilastollinen arvo) 160 000 €

² VOLY mediaani (Value Of Life Year, Elinvuoden tilastollinen arvo) 69 000 €

³ VSL keskiarvo (Value of Statistical Life, Elämän tilastollinen arvo) 2,65 milj. €.

Muiden terveyshaittojen kustannukset ovat samat kaikissa tapauksissa.

Terveyshyödyt on arvioitu yhtä vuotta kohti ja päästövähennystoimenpiteistä voidaan ajatella saatavan vastaava hyöty myös tulevana vuosina, jos päästömäärät jäävät lähtötason alapuolelle. Laskennat perustuvat ilmansaasteiden mallinnettuihin pitoisuuksiin vuonna 2015. Ilmakehän kemiallisten prosessien mallinnuksessa on huomioitu myös kaukokulkeuman vaikutus, vaikka kehitetyllä työkalulla tarkastellaan pelkästään kotimaisia päästöjä. Myös terveyshaittojen tarkastelu on rajattu vain Suomen alueelle, vaikka osa vaikutuksista aiheutuu naapurimaissa.

1.2 IHKU-työkalun käyttömahdollisuudet

Hankkeen keskeinen tulos on vapaassa käytössä oleva, Suomen olosuhteisiin tehty työkalu, jolla voidaan arvioida ilmansaasteiden päästöjen vähentämisellä saavutettavia terveyshyötyjä rahallisesti. Suurimmat hyödyt voidaan saavuttaa, jos rajoitetaan matalan päästökorkeuden lähteistä tulevia pienhiukkaspäästöjä kaupunkialueilla. Merkittävimmät tällaiset lähteet ovat tieliikenteen ajoneuvot, työkoneet ja puun pienpoltto.

Työkalun hyödyntäminen edellyttää käyttäjältä asiantuntemusta päästöistä ja niiden vähentämisestä. Työkalun käyttö vaatii päästövähennysten määrän arviointia tonneissa. Lisäksi käyttäjän on osattava arvioida, miten hyvin koko maan taajama- tai haja-asutusalueiden keskiarvona laskettu yksikkökustannus kuvaa tarkasteltavaa kohdetta. IHKU-mallin avulla saatavat tulokset ovat suuruusluokka-arvioita. Konkreettisia käyttöesimerkkejä mallille on esitetty luvussa 5.1. Tarkempien vaikutusarvioiden tekemiseksi voidaan käyttää IHKU-mallin taustalla olevia päästö-, leviämis- ja vaikutusarviomalleja.

IHKU-mallilla arvioituja haittakustannuksia tarkasteltaessa on tärkeää huomioida, että ilmansaasteiden päästöistä aiheutuu monia muitakin ulkoiskustannuksia kuin mitä työkalu sisältää. Tarkastelun ulkopuolelle jääviä haittoja ovat mm.

- Ilmastomuutos
- Typpidioksidin ja alailmakehän otsonin vaikutus terveyteen
- Otsonin vaikutus satokasveihin
- Happamoittavan ja rehevöittävän laskeuman vaikutus ekosysteemeihin ja biodiversiteetin heikkenemiseen
- Happamoittavan laskeuman aiheuttamat materiaalivahingot
- Ilmansaasteiden aiheuttama materiaalien likaantuminen

Osalle vaikutuksista haittakustannusten tiedetään olevan merkittävästi alhaisempia kuin pienhiukkasten terveysvaikutusten (esim. alailmakehän otsoni). Toisaalta esim. typpilaskeuman biodiversiteettiä heikentävä vaikutus voi olla rahallisesti arvotettuna samaa suuruusluokkaa kuin vastaavien NO_x - ja NH_3 -päästöjen sekundäärihiukkasista aiheutuvat terveyshaitat. Ilmastomuutoksen aiheuttamien haittojen kustannukset on arvioitu hyvin merkittäviksi. Ne syntyvät kuitenkin valtaosin kasvihuonekaasujen vaikutuksesta. Tässä raportissa käsiteltyjen ilmansaasteiden päästöjen ilmastovaikutuksille ei ole olemassa yksiselitteisiä haittakustannusarvioita.

Esitetystä laskentatyökalusta ja sen www-sovelluksesta (ohjeet ja linkki laskuriin osoitteessa syke.fi/hankkeet/ihku/ihkumalli) saattaa olla laajalti hyötyä ulkoilman pienhiukkasten terveyshaittojen kustannuksia ja niiden rajoittamisen mahdollisuuksia arvioitaessa. Laskentatyökalun käyttö on huomattavasti yksinkertaisempaa ja helpompaa kuin sen perustana olevien mutkikkaiden laskentamallien. Arviomme mukaan mallilla saadaan silti realistisia ja käyttökelpoisia tuloksia.

2. JOHDANTO

2.1 Ilmansaastepäästöjen lähteet ja leviäminen ilmassa

Ilmakehään joutuvat saasteet ovat peräisin lukuisista eri lähteistä. Epäpuhtaudet kulkeutuvat ja muuntuvat ilmakehässä, ja niiden pitoisuudet laimenevat kun etäisyys päästölähteestä kasvaa. Useimmat ilmansaasteet poistuvat ilmakehästä märkänä tai kuivana laskeumana, tai muuntumalla toisiksi yhdisteiksi. Hengitysilman epäpuhtaudet vaikuttavat ihmisten terveyteen ja saattavat vahingoittaa ympäristöä.

Ihmisten terveyteen vaikuttavista ilmansaasteista pahimpina pidetään hiukasmaisia epäpuhtauksia, joista eniten haittoja aiheutuu mikrometrin kokoluokkaa olevista ja sitä pienemmistä hiukkasista. Näitä kuvataan usein termillä pienhiukkaset ($PM_{2.5}$), jolla tarkoitetaan hiukkasia, joiden aerodynaaminen halkaisija on alle 2,5 mikrometriä. Pienhiukkaset aiheuttavat laajan kirjon eriasteisia vaikutuksia lievestä ärsytysoireista ennenaikaiseen kuolemaan. EU:n Puhdasta ilmaa Euroopalle ohjelma (CAFE) on arvioinut, että ulkoilman pienhiukkaset aiheuttivat vuonna 2000 noin 350 000 enneaikaista kuolemantapausta Euroopassa (Watkiss ym. 2017). Uudemman arvion mukaan (WHO, 2016) ulko- sisäilman saasteet aiheuttivat noin 7 miljoonaa enneaikaista kuolemaa maailmanlaajuisesti vuonna 2012. Suomessa ilmansaasteiden on arvioitu aiheuttaneen 1600 enneaikaista kuolemaa vuonna 2013 (Hänninen ym. 2016).

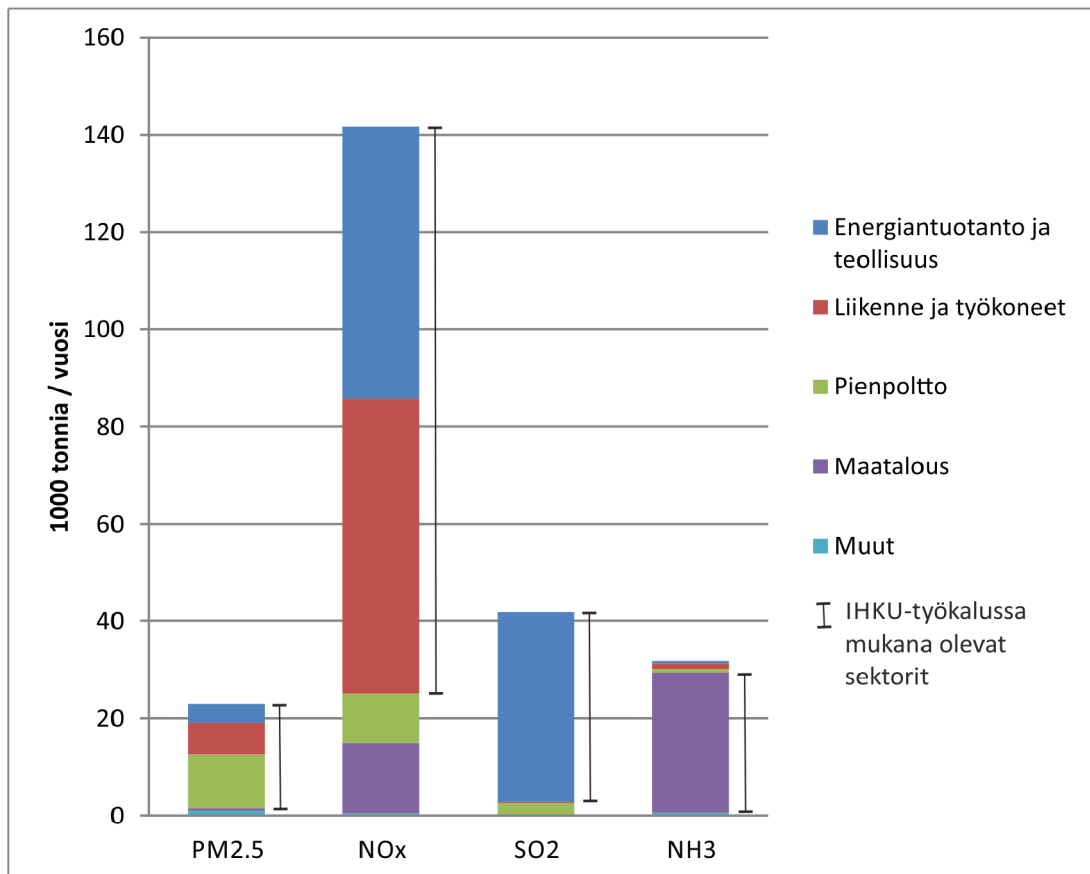
Ilmansaasteet voivat huomattavasti muuttaa ja vahingoittaa luonnon ekosysteemejä. Rikin ja typen laskeumat aiheuttavat maaperän ja vesistöjen happamoitumista ja rehevöitymistä. Lisäksi typen oksidit ja haihtuvat orgaaniset yhdisteet osallistuvat alailmakehässä otsonin muodostukseen, joka puolestaan on haitallista ihmisten terveydelle ja kasveille. Ilmansaasteet aiheuttavat myös rakenteiden vaurioita sekä likaantumishaittoja.

Ilmansaasteet voivat vaikuttaa myös ilmastoon erilaisten mekanismien kautta. Erityisesti pienhiukkasilla voi olla ilmastoa lämmittäviä ja viilentäviä vaikutuksia niiden kemiallisesta koostumuksesta riippuen. Varsinkin musta hiili eli nokihiukkaset absorboivat auringon säteilyä sekä heikentävät lumi- ja jäätikköpintojen heijastavuutta ja täten lämmittävät ilmastoa. Sen sijaan pääasiassa orgaanista hiiltä tai sulfaatteja sisältävät vaaleammat hiukkaset viilentävät ilmakehää heijastamalla auringon valoa. Lisäksi pienhiukkasilla on vaikutusta pilvien muodostumiseen ja ominaisuuksiin. Näillä monimutkaisilla pilviprosesseilla voi olla sekä ilmastoa lämmittäviä että viilentäviä vaikutuksia.

Ihmisperäisiä ilmansaasteiden päästöjä syntyy erityisesti polttoprosesseissa ja muissa korkean lämpötilan prosesseissa. Niissä osa polttoainoiden tai prosessimateriaalien rikki- ja typipyhdisteistä sekä prosessi-ilman sisältämästä tyyppisestä hapettuu rikin ja typen oksideiksi. Lisäksi orgaanisia ja ei-orgaanisia aineita höyrystyy kuumissa olosuhteissa, ja höyrystyneet aineet voivat myöhemmin tiivistyä muodostaen pienhiukkasia. Epätäydellisessä palamisessa syntyvät nokihiukkaset toimivat myös tiivistymisytiminä kaasuille.

Puun pienpoltto ja liikenne ovat merkittävimmät lähteet pienhiukaspäästöille Suomessa (Karvosenoja ym. 2017). Pienpoltto aiheutti 10,2 kilotonnin $PM_{2.5}$ päästöt vuonna 2015. Vastaavasti liikenteestä ja työkoneista syntyi 6,6 kilotonnia pienhiukkasia. Energiantuotannon ja teollisuuden polttolaitokset aiheuttivat 2,5 kilotonnin ja teollisuusprosessit 1,6 kilotonnin pienhiukaspäästöt. Liikenteen ja ihmisen muiden toimintojen nostattama pöly on tärkeä päästölähde erityisesti pienhiukkasia suuremmille karkeille hiukkasille eli PM_{10} hiukkasille, mutta vähäisemmässä määrin myös pienhiukkasille $PM_{2.5}$.

Rikkidioksidipäästöjä syntyy pääasiassa voimalaitoksista ja teollisuudesta, eli päästöt tulevat suurista pistemäisistä lähteistä. Voimalaitosten ja teollisuuden päästöt kattoivat 93 % rikkidioksidin 42 kilotonnin kokonaispäästöistä ja 40 % typenoksidien 140 kilotonnin kokonaispäästöistä vuonna 2015. Liikenne oli tärkein lähde typenoksideille, kattaen 44 % kokonaispäästöistä. Ammoniakkipäästöt olivat yhteensä 32 kilotonnia vuonna 2015, ja ne tulivat pääosin maataloudesta. Sektorikohtaiset päästöt on esitetty kuvassa 1.



Kuva 1. IHKU-työkalussa mukana olevien ilmansaasteiden päästöt Suomessa vuonna 2015. NO_x, SO₂ ja NH₃ -päästöt muodostavat sekundäärisiä pienhiukkasia. NO_x = NO + NO₂ laskettuna NO₂:ksi. Viite: Karvosenoja ym. 2017.

Päästömäärien lisäksi luonnollisesti myös päästölähteen maantieteellisellä sijainnilla, päästökorkeudella ja ilmastollisilla olosuhteilla on oleellinen merkitys ilmansaasteista syntyviin haittavaikutuksiin. Nämä tekijät vaikuttavat siihen, kuinka päästöt laimenevat, leviävät ja muuntuvat ilmakehässä ja siten siihen, kuinka ne vaikuttavat ympäristöön ja ihmisiin. Erityisesti ihmisten altistumisen ja terveysvaikutusten kannalta on merkittävää, tapahtuuko päästö väestökeskittymien tuntumassa ja suhteellisen lähellä hengityskorkeutta. Tällaisia lähteitä ovat tieliikenne sekä taajama-alueilla käytettävät työkoneet ja kotitalouksien pienpoltto.

2.2 Ilmansaasteiden terveysvaikutukset

Jo lyhytaikainen (tunteja-päiviä) ilmansaasteille altistuminen voi aiheuttaa terveyshaittoja erityisesti herkissä väestöryhmissä kuten kroonisista sairauksista kärsivissä ja lapsissa esimerkiksi laukaisemalla sairaskohtauksen. Tietoa ilmansaasteiden lyhytaikaishaitoista saadaan epidemiologista aikasarjatutkimuksista, joissa verrataan ilmansaastepitoisuuksien ajallista vaihtelua (esim. vaihtelua päivien välillä) lyhytaikaiseen vaihteluun alueen väestön sairastuvuudessa. Tyypillisesti päivinä jolloin ilmansaastepitoisuuden ovat korkeita, havaitaan tavanomaista enemmän esimerkiksi sairaalakäyntejä.

Pitkäaikainen, vuosia kestävä altistuminen on erityisen haitallista, koska se voi paitsi pahentaa äkillisesti sairautta myös nopeuttaa sairauden kehittymistä ajan myötä tai jopa aiheuttaa sen. Tämän vuoksi myös määrälliset arviot pitkäaikaisvaikutuksista ovat tyypillisesti huomattavasti lyhytaikaisvaikutuksia korkeammat. Pitkäaikaisvaikutuksia voidaan arvioida epidemiologisesti vertaamalla sairauksien yleisyyttä (esiintyvyyttä) tai sairastumisen todennäköisyyttä (ilmaantuvuutta) ilmanlaadun suhteen toisistaan eroavilla alueilla. Osa sairauksista ilmenee vasta vuosien tai jopa vuosikymmenien kuluttua altistumisesta. Suurin osa vaikutuksista voidaan kuitenkin havaita jo muutaman vuoden viiveellä.

Hiukkasmaisia ilmansaasteita pidetään yleisesti haitallisempina kuin kaasumaisina. Pienhiukkasia koskevia epidemiologisia tutkimuksia on runsaasti, ja siten pienhiukkasten haitat tunnetaan paremmin kuin esimerkiksi ultrapienien hiukkasten tai karkeiden hengitettävien hiukkasten (joista esimerkiksi katupöly pääosin koostuu). Toisaalta pienhiukkasten haitallisuutta lisää se, että päästöt leviävät laajalle alueelle. Lisäksi pienhiukkaset kulkeutuvat tehokkaasti sisälle rakennuksiin ja tunkeutuvat syvälle keuhkoihin. Edellä mainittujen syiden vuoksi ilmansaasteiden vaikutusarvioinnit keskittyvät useimmiten pienhiukkasiin. Pienhiukkasille altistuminen johtaa vakavuudeltaan hyvin eriasteisiin haittoihin: vakavimpia haittoja kuten lisääntynyttä kuolleisuutta ja sairaalahoidon tarvetta on suhteessa huomattavasti vähemmän kuin lievempiä haittoja kuten lisääntynyttä oireilua ja lääkityksen tarvetta.

Sekä lyhyt- että pitkäaikainen altistuminen pienhiukkasille vaikuttaa hengityselimistön sekä sydän- ja verenkiertoelimistön toimintaan. Siten altistumisen on havaittu olevan yhteydessä esimerkiksi astmaan, keuhkohtaumatautiin, keuhkokuumeeseen, sepelvaltimotautiin, aivohalvauksiin, sydämen vajaatoimintaan ja rytmihäiriöihin. Hengityselinvaikutukset selittyvät sillä, että keuhkoihin päätyneet hiukkaset aiheuttavat hapettavaa stressiä ja edelleen paikallista tulehdusta. Keuhkojen tulehdusreaktiot saattavat tulehdusvälittäjäaineiden vapautuessa johtaa matala-asteiseen tulehdukseen myös muualla elimistössä, kuten verisuonten pinnoilla. Tämä sekä pienhiukkasten vaikutukset autonomisen hermoston toimintaan selittävät vaikutuksia sydänsairauksiin.

Kaupunki-ilman pienhiukkasille altistumisen on todettu olevan yhteydessä keuhkosityövän kohonneeseen riskiin. Vaikuttaa myös siltä, että äidin raskaudenaikainen altistuminen on haitallista, ja voi johtaa esimerkiksi ennenaikaiseen syntymään ja lapsen pienipainoisuuteen. Viitteitä on myös siitä, että pienhiukkasille altistuminen on yhteydessä suurempaan joukkoon sairauksia kuin mitä aiemmin on tiedetty. Tutkijoiden kiinnostuksen kohteena ovat esimerkiksi diabetes, Alzheimerin tauti ja autismi. Tällä hetkellä on kuitenkin liian aikaista vetää johtopäätöksiä näitä sairauksia koskevista vaikutuksista. Pienhiukkasten vaikutus suureen joukkoon sairauksia on periaatteessa uskottava, sillä moniin kroonisiin sairauksiin kuuluu matala-asteinen tulehdus, ja pienhiukkasille altistuminen voi kiihdyttää tulehdusreaktioita.

Epidemiologissa tutkimuksissa myös matalien pienhiukkaspitoisuuksien on havaittu olevan yhteydessä terveyshaittoihin; siten vaikutuksilla ei useimmiten oleteta olevan kynnysarvoa eli pitoisuutta, jonka alapuolella haittoja ei esiintyisi – tämä on myös biologisesti uskottavaa ottaen huomioon tulehduksen vaikutusmekanismi. Tästä huolimatta viimeaikaisissa globaaleissa vaikutusarvioinneissa pienhiukkasten terveysvaikutukset on arvioitu vain tietyn leikkaustason ylittävälle osuudelle (Gakidou ym. 2017). Haitat vaikuttavat myös lisääntyvän lähes lineaarisesti hiukkaspitoisuuden kasvaessa. Korkeilla pitoisuuksilla, joita tavataan esimerkiksi kehittyvien maiden suurkaupungeissa, vaikutukset kasvavat kuitenkin hitaammin kuin pitoisuus.

Pienhiukkasten koostumuksen ja siten päästölähteen on havaittu vaikuttavan niiden haitallisuuteen toksikologisissa tutkimuksissa. Polttoperäiset hiukkaset on todettu toksisiksi, mutta myös esimerkiksi kivipöly on osoittautunut yllättävän haitalliseksi. Sekundäärysten, kaasuista muodostuvien hiukkasten on esitetty toksikologisten tutkimusten perusteella olevan vähemmän haitallisia kuin primäärihiukkasten. Epidemiologisten tutkimusten perusteella on kuitenkin ennenaikaista luokitella päästölähteitä niiden haitallisuuden perusteella, sillä tutkimuksia on rajallisesti, ja monet päästölähteet on yhdistetty terveyshaittoihin, mukaan lukien sekundäärysten hiukkasten lähteet (WHO 2013a). Eniten epidemiologisesti on tutkittu fossiilisten polttoaineiden poltossa syntyviä pienhiukkasia, eikä niiden haitallisuudesta ole epäilystä.

Hiukkasmaisten ilmansaasteiden lisäksi otsonilla ja typen oksideilla on arvioitu olevan merkittäviä vaikutuksia terveyteen myös Euroopassa. Typpidioksidin terveyshaittoista on kiistelty jo pitkään. Haittojen määrällistä arviointia vaikeuttaa se, että kaupunkialueilla kohonneet typpidioksidipitoisuudet esiintyvät yhdessä korkeiden hiukkaspitoisuuksien kanssa, koska molempien tärkeä lähde on liikenne. Tämän vuoksi on vaikea arvioida, missä määrin typpidioksidilla on itsenäistä vaikutusta terveyteen. Erityisen vaikeaa on arvioida pitkäaikaisen typpidioksidille altistumisen haittoja ilmansaasteiden välisten korkeiden korrelaatioiden vuoksi. Pitkäaikais- tutkimuksissa on sekoittavana tekijänä myös liikennemelu, joka lisää osaltaan esimerkiksi sydänsairauksien riskiä. Epidemiologissa tutkimuksissa altistuminen typpidioksidille on joka tapauksessa yhdistetty erityisesti hengityselinsairauksien pahenemiseen, mutta myös esimerkiksi kohonneeseen kuolleisuuteen (WHO 2013a). Jonkin verran näyttöä typpidioksidin

suorista lyhytaikaisvaikutuksista on saatu myös kokeellisista tutkimuksista, joissa vapaaehtoisilla on havaittu altistumisen seurauksena esimerkiksi kohonnutta tulehdusaktiivisuutta ja muutoksia keuhkojen toiminnassa.

Lyhytaikainen otsonille altistuminen on yhteydessä varsinkin hengityselimistön, mutta myös sydämen ja verenkiertoelimistön sairauksien pahenemiseen. Pitkäaikaisen altistumisen vaikutuksista terveyteen on vielä rajallisesti tutkimuksia. Otsonin kokonaisvaikutukset väestön terveyteen ovat joka tapauksessa selvästi vähäisempiä kuin pienhiukkasten. EU:n uusinta ilmanlaatuohjelmaa tukevassa vaikutusarvioinnissa on tehty päätös jättää arvioimatta sekä otsonin että typpidioksidin pitkäaikaisvaikutukset - syynä mallinnusepävarmuuksien lisäksi epävarmuus pienhiukkasten kanssa päällekkäisten vaikutusten suuruudesta (Holland 2014). Myös IHKU-hankkeessa on tehty päätös jättää typpidioksidin ja otsonin vaikutukset arvioimatta. WHO on joka tapauksessa antanut suosituksensa riskisuhteiksi myös typpidioksidiille, mutta arvioinut että kolmannes aiemmin arvioiduista typpidioksidin pitkäaikaisvaikutuksista voi itse asiassa johtua pienhiukkasista (WHO 2013b).

2.3 Ilmansaasteiden muut vaikutukset

Ihmisille aiheutuvien terveyshaittojen lisäksi ilmansaasteet heikentävät ympäristön tilaa monin tavoin. Rikki- ja typpiyhdisteet aiheuttavat vesistöjen- ja maaperän happamoitumista, josta voi seurata happamuudelle herkkien lajien häviämistä näille ilmansaasteille pahasti altistuneista ekosysteemeistä. Happamat laskeumat aiheuttavat myös materiaalivahinkoa erityisesti metalleissa ja huokoisissa kivirakenteissa, ja hiukkasmaiset yhdisteet voivat tummentaa ja liata rakennusten pintoja.

Typpiyhdisteet vaikuttavat ekosysteemien ravinnetasapainoon ja aiheuttavat niukkaravinteisessa ympäristössä viihtyvien kasvien korvautumista sellaisilla, joille typenpuute on kasvua rajoittava tekijä. Tästä seuraa vesi- ja maaekosysteemien rehevöitymistä ja biodiversiteetin heikentymistä.

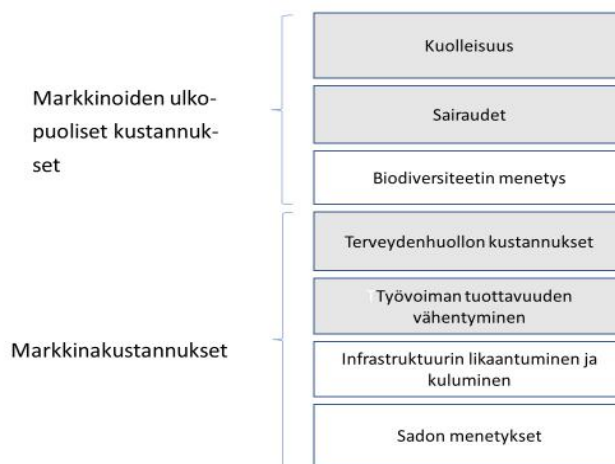
Alailmakehän otsoni on haitallista hengitettynä ja aiheuttaa vahinkoja kasveille. Sen synty on monimutkainen kemiallinen tapahtumaketju, johon vaikuttaa erityisesti typen oksidien ja erilaisten hiilivetyjen määrät ja suhteelliset pitoisuudet ilmassa sekä auringonvalon määrä. Tyypillisesti Pohjois-Euroopan kaupunkien keskustoissa, missä typen oksidien päästöt ovat alueellisesti suurimmat, otsonipitoisuudet ovat pienet. Otsoni saattaa jopa kulua täysin loppuun typen oksidien muutuntareaktioissa kaupunkialueella (Karppinen ym. 2000). Kauempana päästöistä otsonin pitoisuudet kohoavat, ja ne ovat korkeimmillaan maaseudun tausta-alueilla.

Happamoittavien, rehevöittävien ja alailmakehän otsonin muodostumista aiheuttavien päästöjen haitallisia vaikutuksia erityyppisille ekosysteemeille arvioidaan niin sanottuina kriittisten kuormitusten ylityksinä. Kriittinen kuormitus pyritään määrittelemään sellaiselle tasolle, joka nykytietämyksen valossa ei aiheuta herkille ympäristön osille pitkällä aikavälillä merkittäviä haittavaikutuksia.

Happamoitumisen osalta kriittisen tason ylittävien ekosysteemien määrä on pienentynyt yli 90 % vuodesta 1990 (Suoheimo ym. 2015), mutta osa ekosysteemeistä toipuu vaurioista hyvin hitaasti. Myös typpilaskeuman aiheuttamat kriittiset kuormitusten ylitykset ovat vähenyneet, mutta eivät yhtä nopeasti, ja rehevöityminen on yhä yleinen ongelma Suomen ekosysteemeissä. Alailmakehän otsonin muodostumiseen vaikuttavien ilmansaasteiden määrän vähenemisestä huolimatta otsonin pitoisuuksissa ei ole parina viime vuosikymmenenä nähty selvää alenevaa trendiä.

2.4 Ilmansaasteiden terveysvaikutusten rahallinen arvottaminen

Ilmansaasteiden aiheuttamat moninaiset haitat aiheuttavat myös rahallisia kustannuksia ihmisille ja yhteiskunnalle. Kustannuksia voidaan jaotella karkeasti markkina- ja markkinattomiin kustannuksiin (kuva 2). Markkinattomiin kustannuksiin sisältyy vahingot sellaisille asioille, joita ei vaihdeta taloudellisesti, kuten terveys, elämä tai biodiversiteetti. Markkinakustannuksia ovat kustannukset, jotka aiheutuvat vahingoista markkinoilla vaihdettaville hyödykkeille, kuten työvoima, sadot tai terveyspalveluiden kuormitus. (OECD, 2016).



Kuva 2, Ilmansaasteiden kustannukset, muokattu OECD (2016), lisätty biodiversiteetti ja infrastruktuuri. Harmaalla IHKU-malliin sisältyvät kustannukset.

Useita ilmansaasteiden haittavaikutuksia samanaikaisesti tarkastelevien tutkimusten mukaan negatiivisista terveysvaikutuksista syntyvät kustannukset ovat selvästi suurin haittakustannusten aiheuttaja. Terveyskustannusten osalta merkittävimmät kustannukset liittyvät kuolleisuuden kasvuun ja yksikkökustannuslaskelmissa ne muodostavat valtaosan kustannuksista. Tämä johtuu osittain myös siitä, että näille kustannuksille on olemassa vakiintuneet laskentamenetelmät, sillä kuolleisuuden altiste-vastesuhteita on arvioitu jo pitkään. Biodiversiteetin kohdalla ongelmia liittyy erityisesti vaikutusten määrälliseen arviointiin ja arvottamiseen, vaikka vaikutuksista on jo paljon näyttöä (esim. Lovett et al. 2009).

Merkittävin haittakustannusten tasoon vaikuttava tekijä taloudellisten oletusten osalta on ennen aikaisten kuolemantapausten arvon määrittäminen. Yleisesti ottaen käytössä on kaksi menetelmää: elämän tilastollinen arvo (VSL, Value of Statistical life) tai elinvuoden tilastollinen arvo (VOLY, Value of a life year). Eurooppalaisissa tutkimuksissa (esim. Holland ym. 2014; Gynther ym. 2012; Preiss, 2008) on käytetty pääosin elinvuosien arvottamista, kun taas Yhdysvaltalaisissa tutkimuksissa (esim. Muller & Mendehlon, 2009; Heo ym. 2016) on käytetty samaa arvoa jokaisen eri ikäisen ihmisen kasvaneelle kuolemanriskille, eli VSL-menetelmää.

Tutkimuksissa käytetty elämän tilastollinen arvo (VSL) vaihtelee välillä 2 milj. € - 8,6 milj. €. Luku muodostuu siitä kompensatiosta, jota vastaan ihminen on valmis kasvattamaan ennen aikaisen kuolemansa riskiä. Esimerkiksi jos kymmenestuhannesosan (0.0001) riskin kasvu tietylle henkilölle vaatii 600 € korvauksen, on elämän tilastollinen arvo laskennallisesti luokkaa 6 milj. € ($600 \text{ €} / 0.0001 = 6\,000\,000 \text{ €}$).

VOLY on useimmiten VSL:sta johdettu arvo, jossa oletetaan, että jäljellä olevat elinvuodet ovat keskimäärin yhtä arvokkaita. VOLY saadaan jakamalla VSL odotusarvolla jäljellä olevista elinvuosista. Myös VOLY vaihtelee tutkimusten välillä, mutta koska se on yleisesti ottaen samankaltaisista eurooppalaisista tutkimuksista (kuten NewExt tai Defra) saatu arvo, sen vaihteluväli tutkimuksissa on ollut huomattavasti pienempi, 40 000 € - 74 700 € (vuonna 2000), kuin VSL:n.

3. KIRJALLISUUSKATSAUS HAITTAKUSTAN- NUSARVIOISTA

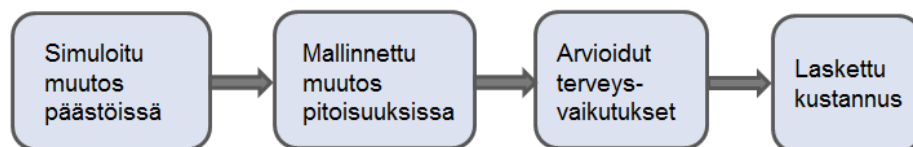
Tässä hankkeessa tehtiin kirjallisuuskatsaus erilaisiin yleisesti käytössä oleviin haittakustannusten menetelmiin ja lähestymistapoihin. Tavoitteena oli kerätä muualla maailmassa tehtyjen arvioiden suuruusluokkia, arvioida eri menetelmien vahvuuksia ja rajoitteita sekä saada vertailukohtia IHKU-mallin tuloksille.

3.1 Kirjallisuuskatsauksen aineisto

Kirjallisuuskatsaus aloitettiin hakemalla mahdollisimman kattava aineisto aikaisempaa tutkimustietoa. Haku ulotettiin vertaisarvioituihin artikkeleihin, projektijulkaisuihin ja kansallisiin tutkimuksiin, jotka ovat saatavilla joko suomen tai englannin kielellä. Haku suoritettiin 1) asiantuntijoiden kirjallisuustuntemuksen perusteella, 2) tietolähteistä mm. hakusanoilla "air quality costs", "air pollution costs", "air pollution health costs", "emission costs", "PM_{2.5} costs", "emission unit/marginal cost" ja "PM_{2.5} costs" sekä 3) löydettyjen lähteiden viitetiedoista ja katsauksista.

Mukaan hyväksyttiin sellaiset hankkeet, jotka olivat tuottaneet konkreettisia numeerisia arvoja ainakin yhdelle päästölle jostain määritellystä päästölähteestä. Mukaan otettiin yksikköpäästöjen kustannuksia (esim. euroa / tonni) raportoineet tutkimukset, muttei tutkimuksia, joissa on raportoitu päästöjen kokonaiskustannuksia (euroja). Kirjallisuuskatsaukseen sisältyi 18 eri julkaisua, joista 6 on julkaistu vertaisarvioituissa tiedelehdissä, 6 on projektijulkaisuja ja 6 on kansallisia tutkimuksia.

Kirjallisuuskatsauksessa tuli selville, että yksikkökustannusten määrittämiseen on käytetty kahta pääasiallista menetelmää: 1) vaikutuspolkumenetelmää tai 2) vaikutuspolkumenetelmän avulla saatujen arvojen siirtämistä toiseen kontekstiin ns. "benefit/cost transfer" -tekniikalla. Siirtämismenetelmää on käytetty lähinnä kansallisten selvitysten yhteydessä (kuten Schwermer ym. 2014). Kaikissa vertaisarvioituissa artikkeleissa oli käytetty vaikutuspolkumenetelmää (kuva 3). Vaikutuspolkumenetelmässä tutkimus voidaan jakaa useaan eri toistaan seuraavaan vaiheeseen, kuten päästöjen, pitoisuuksien ja terveysvaikutusten mallintamiseen. Jokainen eri vaihe on mahdollisesti riippumaton aikaisemmista vaiheista, eli tutkijat voivat keskittyä omaan tutkimusaiheeseensa, kun ovat saaneet tulokset aiemmista vaiheista. Vaikutuspolkumenetelmän avulla voimme raportoida myös tutkimuksissa käytetyt oletukset, niin että vertaamme kunkin tutkimuksen oletuksia ja mallinnusmenetelmiä vaihteittain.



Kuva 3. Vaikutuspolkumenetelmän vaiheet tarkastelluissa tutkimuksissa ja IHKU-hankkeessa.

Kaikki kirjallisuuskatsauksen julkaisut arvioivat pienhiukkasten (PM_{2.5}) yksikkökustannuksia. Sekundäärihiukkasten osalta kaikki tutkimukset paitsi yksi (NSW EPA, 2013) arvioivat myös typenoksidien yksikkökustannuksia, ja suurin osa otti mukaan myös ammoniakkin (NH₃) ja rikkioksidin (SO₂) yksikkökustannukset. NO_x:n, NH₃:n ja SO₂:n yksikkökustannusten syntyminen on luonteeltaan sekundääristä, sillä niistä mallinnetut yksikkökustannukset syntyvät siitä, että näistä yhdisteistä syntyy ilmakehässä pienhiukkasia. Myös näihin kaasuihin sovelletaan

siis pienhiukkasten vaikutuspolkua. Joissain tutkimuksissa oli mukana myös CO₂:n yksikkökustannus, joka perustuu ilmastomuutoksen kustannusarvioihin, ja VOC:n yksikkökustannukset. Lisäksi joissain uusimmissa julkaisuissa kuten Walton ym. (2015) on otettu huomioon myös NO₂ suorat vaikutukset kuolleisuuteen. Näiden mukaan ottaminen nostaisi selvästi typpioksidien haittakustannuksia ja niiden suhteellista osuutta kokonaiskustannuksista.

Kaiken kaikkiaan maantieteellinen kattavuus on ollut tarkinta Yhdysvalloissa tehdyissä tutkimuksissa. Yhdysvalloista löytyi kolme tutkimusta, joiden kaikkien tulokset ovat saatavilla erikseen jokaisesta maakunnasta (Muller & Mendehlon, 2009; Heo ym. 2016; Holland ym. 2015). Toiseksi tarkin tutkimustieto on Euroopasta, jossa tulokset ovat saatavilla maan tarkkuudella (Holland ym. 2014; Preiss ym. 2008; Brandt ym. 2013). Lisäksi Euroopasta löytyy kansallisia arvioita, joissa maantieteellinen tarkkuus on hieman tarkempaa (Iso-Britannia: Defra 2015, Walton ym. 2015; Suomi: Gynther ym. 2012; Saksa: Schwermer ym. 2014; Tanska: Brandt ym. 2013).

3.2 Ilmanlaadun mallinnusmenetelmät aiemmissä tutkimuksissa

Tutkimukset eroavat ilmanlaatumuutosten mallinnuksen osalta toisistaan selvästi. Osa malleista käyttää alueellisen tai maanosan mittakaavan kemiallisia kulkeutumismalleja. Osassa tutkimuksia käytetään kaupunki-mittakaavassa sovellettavaksi kehitettyjä leviämismalleja. Joissain tutkimuksissa on käytetty myös ns. matriisimenetelmiä, jotka ovat yksinkertaistettuja versioita joko alueellisen tai kaupunkiskaalan leviämismalleista.

Osassa tutkimuksista (Fann ym. 2009; Buonocore ym. 2014) on käytetty alueellisen tai laajemman mittakaavan kemiallisia kulkeutumismalleja. Tällaiset mallit ovat ilmakehän prosessien osalta yksityiskohtaisia, ja niillä voi mm. ennustama päästöjen suuremman mittakaavan muuntumaa, kuten kemiallisia reaktioita, mukaan lukien esimerkiksi sekundäärihiukkasten muodostuminen. Nämä mallit eivät kuitenkaan sovellu käytettäväksi kaupunkialueilla katutason mallinnuksessa. Ilmakehämallien käytön haittana ovat myös korkeat vaatimukset laskentakapasiteetille, minkä takia simuloituja päästömuutoksia on mahdollista tehdä vain rajattu määrä. Tämä rajaa myös sitä, kuinka monta päästölähdettä tutkimukseen voidaan ottaa mukaan, ja miten nämä päästölähteet voidaan käsitellä ja yhdistää leviämismallitusta varten.

Yhtenä ratkaisuna laskentakapasiteettiongelmaan on kehitetty vähemmän laskentatehoa vaativia malleja. Tällaisia ovat erilaiset ns. leviämismatriiseihin perustuvat mallit, ja ns. integroidut arviointimallit. Yksi esimerkki näistä on Heo ym. (2016) käyttämä CTM-malli, jossa on käytetty hyväksi kemiallisia kulkeutumismalleja, ja yleistetty näiden tuloksia tilastollisin menetelmin. Näin voidaan laskea huomattavasti suurempi määrä eri päästölähteitä. Heo ym. (2016) laskee tällaisen mallin avulla 11 eri päästölähteestä tapahtuvat muutokset Yhdysvalloissa, joissa maa oli jaettu 148 x 112 hilapisteeseen. Tällaisten menetelmien avulla päästölähteiden ja päästömuutoksia koskevien skenaarioiden määrää saadaan kasvatetuksi huomattavasti.

Toisena yleisenä vaihtoehtona on käyttää ns. integroituja, päätöksenteon tueksi kehitettyjä yksinkertaisempia laskentamalleja. Myös tällaisten mallien avulla voidaan toteuttaa päästöskenaariolaskelmia, joissa on otettu huomioon suuri määrä eri päästölähteitä, ja niillä voidaan simuloida muutoksia erikseen jokaisessa päästölähteessä. Tätä menetelmää on käytetty mm. tutkimuksissa Muller & Mendehlon (2009), Holland ym. (2014) ja (2015) Preiss ym. (2008) ja Bickel ym. (2003).

Kaikkein yksinkertaisimpana vaihtoehtona on käyttää matriisitulukoita, joissa on tilastollisin menetelmin arvioitu tietystä hilaruudusta aiheutuva pitoisuuden muutos toisissa hilaruuduissa. Näitä laskelmia on käytetty hyväksi Tervonen & Ristikartano (2005, 2010), Gynther ym. (2012) ja Levy ym. (2009) tutkimuksissa.

3.3 Kasvaneiden hiukkaspitoisuuksien aiheuttamat terveyshaitat ja ennenaikaisen kuoleman kustannus

Ilmanlaatumallinnuksen jälkeen tutkimuksissa oli arvioitu muuttuneiden ilmansaastepitoisuuksien vaikutusta väestön terveyteen. Kaikissa arvioiduissa kustannuksissa terveyshaittojen mallinnus oli tehty altiste-vastesuhteiden avulla, kuten IHKU:ssakin. Suurin osa pienhiukkasten yksikkökustannuksista liittyy lisääntyneeseen kuolleisuuteen. Tästä syystä ennenaikaisen kuoleman kustannukseksi valittu arvo vaikuttaa merkittävästi kokonaishaittakustannuksiin.

Tutkimuksissa käytetty pitoisuuksien ja ennen aikaisten kuolemien välinen altiste-vastesuhde vaihtelee. Esimerkiksi Bickel ym. (2003) käyttämä parametriarvo on $2.14 \% \text{ PM}_{2.5} 10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lisäykselle. Pope ym. (2002) arvioi vuonna lisäyksen olevan 7.7% jokaista $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pitoisuuslisäystä kohti. Tätä arviota on käytetty monissa tutkimuksissa, kuten Muller & Mendehlsion (2009, 2012); Holland ym. (2015); Gynther ym. (2012) ja Tervonen & Ristikartano (2005, 2010). 2006 julkaistussa Harvard Six Cities –tutkimuksessa (Laden ym.) havaittiin korkeampi yhteys $\text{PM}_{2.5}$ pitoisuuden ja kuolleisuuden lisääntymisen välillä. Tätä 12% arviota on käytetty myös useissa tutkimuksissa, kuten Fann ym. (2009) ja Levy ym. (2009). Buonocore ym. (2014) käyttivät 10.6% lisäystä, joka perustui usean eri lähteen perusteella tehtyyn arvioon. Amerikan syöpäyhdistys julkaisi vuonna 2009 oman estimaattinsa eli 7.5% , jota on käyttänyt esimerkiksi Heo ym. (2016). Konservatiivisempia arvioita ovat käyttäneet mm. Defra (2005) ja Holland ym. (2014) joissa käytettiin 6% lisäystä. WHO on suositellut Euroopassa käytettäväksi arvoa $6,2 \%$ (WHO 2013), joka perustuu 2013 julkaistun meta-analyysiin (Hoek ym. 2013). Tätä arvoa on käytetty jo esimerkiksi Walton ym. (2015) tutkimuksessa.

Vaikka kirjallisuuskatsauksen tutkimuksissa suurin osa, jopa 90% yksikkökustannuksista tulee pienhiukkasten terveysvaikutuksista (Heo ym. 2016; Muller & Mendehlsion, 2009 & 2012; NSW EPA, 2013), aiheutuu ilmansaasteista myös muuta haittaa (kuva 2). Koska kuolleisuudesta aiheutuneet hyvinvointikustannukset dominoivat kokonaislaskelmia, on osa tutkimuksista laskenut mukaan vain ne (Buonocore ym. 2014; Levy ym. 2009; Heo ym. 2016). Suurimmassa osassa tutkimuksia on kuitenkin otettu mukaan myös terveysvaikutuksia (Muller & Mendehlsion, 2009; 2012; Fann ym. 2009; Gynther ym. 2012; Walton ym. 2015; Preiss ym. 2008; Defra, 2015; Holland ym. 2015). Joissain tutkimuksissa (Preiss ym. 2008; Muller & Mendehlsion 2009 ja 2012; Gynther ym. 2012, Walton ym. 2015) on otettu huomioon myös maatalouden satojen vähentymiset, mutta niiden vaikutus kokonaisuuteen on pieni.

Tutkimuksissa käytetty elämän tilastollinen arvo (VSL) on vaihdellut paljon. Luku muodostuu siitä kompensatiosta, jota vastaan ihminen on valmis kasvattamaan ennen aikaisen kuolemansa riskiä. Esimerkiksi jos kymmenestuhannesosan (0.0001) riskin kasvu tietyllä henkilölle vaatii 600 € korvauksen, on elämän tilastollinen arvo laskennallisesti luokkaa 6 milj. € ($600 \text{ €} / 0.0001 = 6\,000\,000 \text{ €}$). Muller & Mendehlsion (2009; 2012) käyttävät 2 miljoonan dollarin arviota, joka on vielä korjattu pienemmäksi, koska kuolleisuuden kasvu koskee eniten vanhempiä ikäluokkia. Heo ym. (2016) taas käyttää korkeinta arvoa, joka on 8.6 miljoonaa dollaria ennen aikaista kuolemaa kohti. Muut tutkimukset osuvat tähän vaihteluväliin.

Eurooppalaisissa tutkimuksissa on taas katsottu tarkemmin ikäjakaumaa ja arvioitu kuolleisuuden lisääntymistä eri ikäluokkien kesken ja laskettu näin elinvuosien odotettu vähentymisen päästöistä johtuen. Tämä luku on sitten kerrottu yhden elinvuoden tilastollisella arvolla (VOLY). Myös näissä arvoissa on tutkimusten välillä suuri vaihteluväli. Esimerkiksi Defra (2015) käyttää arvoa 35 000 puntaa, kun aiemmin suomalaisessa tutkimuksessa (Gynther ym. 2012) käytetty arvo oli 55 000 euroa. Kirjallisuuskatsauksen korkein VOLY oli Bickel ym. (2003) tutkimuksessa käytetty yli 70 000 euron arvo.

Tärkeä havainto kirjallisuuskatsauksesta liittyy myös käytettyihin absoluuttisiin VSL-arvoihin. Arvot ovat yhdysvaltalaisissa tutkimuksissa systemaattisesti Euroopassa käytettyjä suurempia, eikä elintasoero selitä poikkeamaa. Yhdysvaltain ympäristönsuojelujärjestö (EPA) suositteli pitkään 7.9 miljoonan dollarin (perusvuosi 2008) käyttämistä, joka pitäisi sovelluksissa päivittää tarkasteluvuoden hinta- ja tulotasoon. Vuonna 2016 EPA kuitenkin huomasi, että aiemmin suositeltu arvo on liian matala tai tulotasolla on arvioitua voimakkaampi vaikutus ihmisten maksuhalukkuuteen riskeihin liittyen. Uusi suositeltu arvo on 10.3 miljoonaa dollaria (perusvuosi 2013) joka tulee korjata tarkasteluvuoden hintatasoon ja tulojoustona tulee käyt-

tää arvoa 0.7 (tarkoittaa että 1 % tulotason nousu johtaa 0.7 % nousuun VSL:ssa). 68 tutkimuksen meta-analyysissä alan tunnetuimmat tutkijat Viscusi & Masterman (2017) arvioivat keskimääräiseksi VSL:ksi 12 miljoonaa dollaria (perusvuosi 2015) ja mediaaniarvoksi 9.7 miljoonaa (perusvuosi 2015) jotka myös tulisi korjata vastamaan hinta- ja tulotasoa.

Euroopassa käytetään matalampia arvoja. Euroopan Ympäristövirasto (EEA) suosittelee projektissaan EC4MACS (EEA, 2009) käyttämään arvoja, jotka saatiin tutkimuksesta nimeltään NewExt vuonna 2000. Tässä tutkimuksessa tehtiin kyselytutkimus samanaikaisesti kolmessa eri EU-maassa. Keskiarvo VSL oli 2 miljoonaa, mediaani VSL 0.98 miljoonaa, keskiarvo VOLY oli 120 000 ja mediaani VOLY 52 000. Tutkimuksissa, joita näitä lukuja on käytetty, kuten Clean Air for Europe (CAFE) -ohjelmassa tai esimerkiksi EEA:n (2009; 2014) tai Brandt ym. (2013) -tutkimuksissa nämä arvot on inflaatiokorjattu, mutta muutoksia tulotasossa ei ole otettu jostain syystä huomioon. Inflaatiokorjattuina (Harmonised Eurozone price index – HCIP) arvot ovat nykyisin (samassa järjestyksessä) 2,65 miljoonaa euroa; 1.3 miljoonaa euroa; 160 000 euroa ja 69 000 euroa. Mikäli tulotason kasvu otetaan myös huomioon tutkimusten mukaisella 0.7 tulojoustolla, saadaan arvoiksi huomattavasti käytettyä korkeammat arvot: 4.2 miljoonaa euroa; 2.1 miljoonaa euroa; 252 000 euroa ja 109 000 euroa. Vastakkain ovat siis vertailtavuus ja teoreettisesti oikeat arvot. IHKU-mallin kustannusluvuisia ei ole huomioitu tulotason kasvua.

3.4 Muut kuin pienhiukkasten terveyskustannukset

IHKU-hankkeessa kehitetystä työkalusta on jätetty tarkastelun ulkopuolelle muut kuin pienhiukkaspitoisuuksien aiheuttamat terveyskustannukset, johtuen kustannusarvioihin liittyvästä suuresta epävarmuudesta. Seuraavassa on esitetty kirjallisuudessa esitettyjä arvioita muista kustannuksista.

Joissain tutkimuksissa on laskettu myös muita kuin terveysvaikutuksiin liittyviä kustannuksia, kuten infrastruktuurin kulumista ja likaantumista, maatalouden satojen vähentymistä tai jopa vaikutuksia luonnon monimuotoisuuteen. Yksi esimerkki ekosysteemeille tapahtuvien vahinkojen mukaan ottamisesta yksikkökustannuksiin on Preiss ym. (2008). Preiss ym. (2008) laskivat rahallisen arvion ekosysteemeissä tapahtuvasta biodiversiteetin alenemisesta NO_x :n, NH_3 :n ja SO_2 :n vaikutuksesta. He käyttivät "potentially disappeared fraction"-menetelmää joka on yksi tapa kvantifioida biodiversiteetin vähentymistä. Sen avulla voidaan arvioida kuinka suuri osuus lajeista on jollain tietyllä alueella jonkin tietyn saasteen takia vaarassa kadota. Pitoisuuksista aiheutuvaa riskiä on arvioitu Ott ym. (2006) tutkimuksessa, jota Preiss ym. käyttävät arvioinnissaan. Rahallinen arvo ekosysteemipalvelujen suhteellisen osuuden vähentymiselle on taas selvitetty Kuik ym. (2006) EU-projektissa CASES. Sen perusteella yhden neliömetrin sisällä tapahtuva biodiversiteetin merkittävä aleneminen on arvoltaan 0.47€ (2005). Kustannus perustuu arvioon siitä, kuinka paljon alueen ennallistaminen ja biodiversiteetin palauttaminen maksaisi.

Menetelmä on hyvä ensimmäinen askel ekosysteemipalvelujen arvottamiselle, mutta sen avulla voidaan arvioida kustannuksia vain hyvin karkeasti: kaikki ekosysteemit arvioidaan samalla arvolla ja esimerkiksi uhanalaisten eläinten katoaminen tietyllä alueella saa saman arvon kuin yleistenkin eläinten katoaminen. Tuloksia voidaankin pitää konservatiivisena arviona. Menetelmällä on laskettu yksikkökustannuksia eri Euroopan maille (Ott ym. 2006) siten, että haittakustannuksia kussakin maassa painotettiin rakentamattoman ympäristön määrällä, ekosysteemien nykyisellä happamoitus- tai rehevöitymisrasitteella sekä ostovoimalla. Suomelle SO_2 -, NO_x - ja NH_3 - päästöjen ekosysteemihaitat olivat vastaavien epäpuhtauksien aiheuttamiin terveyshaittoihin nähden verrattain suuria, johtuen mm. harvasta asukastiheydestä. Biodiversiteetin vähenemisestä aiheutuvat haittakustannukset olivat suhteessa aikaisemman CAFE-ohjelman terveyshaittakustannuksiin (jossa enneaikaisen kuoleman hinta oli laskettu VOLY keskiarvona) seuraavanlaiset: SO_2 1/10, NO_x 1/1 ja NH_3 1/3.

Saastumisella on vaikutuksia myös vesiekosysteemeihin, mutta näiden rahallista arvoa ei ole missään kirjallisuuskatsauksen tuloksissa otettu huomioon. Esimerkiksi Gynther ym. (2012) kuitenkin listaa erilaisia vaikutuksia eri saasteille. Preiss ym. (2008) tutkimuksessa on otettu huomioon myös kustannukset infrastruktuurin pilaantumiselle ja likaantumiselle. Eri materiaalien herkkyys eri saasteisiin on määritetty aiemmin suuressa EU-hankkeessa nimeltä Exter-

nE. Eri materiaaleille on määritelty niiden huoltokustannus ja herkkyys pitoisuuksille aiheuttaa muutoksia huoltosykleissä. Näin on voitu kaavamaisesti arvioida kustannukset infrastruktuurille. Materiaalikustannusten osuus yksikkökustannuksista jää tutkimuksessa varsin pieneksi. Vastaavasti eri kasvien herkkyys pitoisuusmuutoksille on arvioitu ExternE-tutkimuksessa ja soveltamalla vuoden 2005 yksikköhintoja voidaan laskea saasteiden vaikutus maatalouden sadoille. Vaikutusten kertaluokka on huomattavasti pienempi kuin terveysvaikutusten tai ekosysteemipalveluvaikutusten osalta.

Saasteiden osalta on mainittava myös kasvihuonekaasut. Niiden vaikutusmekanismi on hyvin erilainen verrattuna tässä tutkimuksessa tarkoitettaviin ilmansaasteisiin. Siinä missä pienhiukkaset aiheuttavat suoria haittoja altistuvassa väestössä, kasvihuonekaasut vaikuttavat globaalisti ilmastomuutoksen seurauksena. Myös kasvihuonekaasuille on määritelty yksikkökustannus, joista tärkein käsite on Social Cost of Carbon (SCC). SCC mittaa yhden hiilitonnin aiheuttamaa haittaa nyt ja tulevaisuudessa. Haittoihin sisältyy kaikki lämpenemisestä aiheutuvat haitat, kuten äärisäiden aiheuttamat fyysiset vahingot, meriveden nousun seurauksena asuinkelvottomiksi muuttuneet alueet ja asteittaiset muutoksen esimerkiksi maatalouden tuotannossa.

Keskimääräinen arvio hiilitonnin kustannuksesta oli vuoden 2010 dollareissa DICE-mallin perusteella 31 dollaria perusvuonna 2015. (Nordhaus ym. 2017). Suomen kasvihuonekaasupäästöt olivat 55,7 milj. t CO₂-ekv vuonna 2015. Osalla ilmansaasteista on myös ilmastoa lämmittävä vaikutus, mutta sen osalta kirjallisuudesta ei vielä löydy yksikkökustannuksia.

3.5 Vertailuarvoja aikaisemmista tutkimuksista

Ennen kuin eri tutkimusten yksikköarvoja on mielekästä verrata toisiinsa, ne on normalisoitava vertailukelpoisiksi. Kaikista ilmeisin normalisoitava yksikkö on rahayksikkö, jonka normalisointi pitää tehdä ottaen huomioon muutokset rahan arvossa. Toisaalta tutkimuksiin valitut yksikkökustannukset erityisesti kuolleisuuden osalta poikkeavat niin paljon, että ne estävät tutkimustulosten vertailun keskenään. Tästä syystä olemme normalisoineet kaikki tutkimukset vastaamaan tässä tutkimuksessa käytettyjä arvoja. Lopulta yksikkökustannukset on normalisoitu vielä vastamaan nykyistä parasta tietämystä pitoisuuden ja kuolleisuuden välisestä yhteydestä, sillä esimerkiksi 6 % ja 12 % välinen ero aliste-vastesuhteessa aiheuttaa jo kustannusten kaksinkertaistumisen.

Taulukko 2. PM_{2,5} haittakustannusarvioita maailmalta. Kaikki luvut on normalisoitu niin, että ne ovat vertailukelpoisia tässä tutkimuksessa käytettyjen lukujen kanssa.

Tutkimus	Alue	Yksikkökustannuksia
Brand ym. 2011	Tanska	Liikenne: 89000€ Paikalliset päästölähteet: 58000€ Teollisuus, keskipitkät: 40000€ Energia, korkea: 38000€
Bickel ym. 2003	Eri kaupunkialueita Euroopassa	Liikenteen päästökustannuksia eri kaupungeista: Berliini: 498000€ Stuttgart: 1106000€ Florence: 267000€ Helsinki: 526000€
Walton ym. 2015	Lontoo	Liikenteen päästökustannuksia eri Lontoon alueille: Keskusta: 585000€ Sisäinen asutuskeskusalue: 737000€ Ulkoinen asutuskeskusalue: 423000€
Heo ym. 2016	Yhdysvallat, jokainen hilapiste erikseen	Kaikki eri päästökorkeudet. Ohessa muutama liikenteen päästökustannus suurille kaupungeille: New York: 56500€ Chicago: 123000€ Minneapolis: 79000€
Gynther ym. 2012	Suomi	Liikenteen yksikkökustannuksia: Pk-seutu: 680000€ Suuret kaupungit: 573000€ Keskisuuret kaupungit: 155200€ Pienet kaupungit: 82000€ Muut kunnat: 23000€
EEA, 2014	EU-maat	Korkeat päästölähteet: Suomi: 16000€ Saksa: 45000€ Tanska: 24000€ Ruotsi: 25000€

Taulukossa 2 on muutamia esimerkkejä suorien PM_{2.5}-päästöjen aiheuttamien terveyshaittojen kustannuksille. Taulukosta näkyy, että päästöjen sijainti ja korkeus vaikuttaa merkittävästi niistä syntyviin haittakustannuksiin. Liikenteen kustannukset ovat suurimmat, sillä liikenteen päästöt keskittyvät kaupunkialueille ja syntyvät lähellä maan pintaa, jolloin myös päästöt jäävät näille tiiviisti asutuille alueille. Toisaalta taulukosta huomaa myös eron, onko päästölähde kohdistettu johonkin kaupunkiin, vai onko kyseessä koko maan keskiarvo. Kaupunkialueille lasketut liikenteen yksikkökustannukset kasvavat aina asukastiheyden myötä.

4. IHKU-HAITTAKUSTANNUSMALLISSA KÄYTETYT MENETELMÄT

Ilmansaasteiden vaikutusketju päästöistä terveysvaikutuksiin on varsin monimutkainen. Vaikutusten arvioimiseksi ja ilmansuojelustrategioiden suunnittelun avuksi on kehitetty maattisia mallinnusjärjestelmiä. Mallinnusjärjestelmää, jossa arvioidaan ilmansaasteiden päästöjä, kulkeutumista ilmakehässä, pitoisuuksia ja vaikutuksia, kutsutaan yhdenmetyksi arviointimallinnukseksi. Tällaisia arviointimallijärjestelmiä on kehitetty Suomessa useiden tutkimuslaitosten monitieteellisenä yhteistyönä (esim. Kukkonen ym. 2007; Tainio ym. 2008).

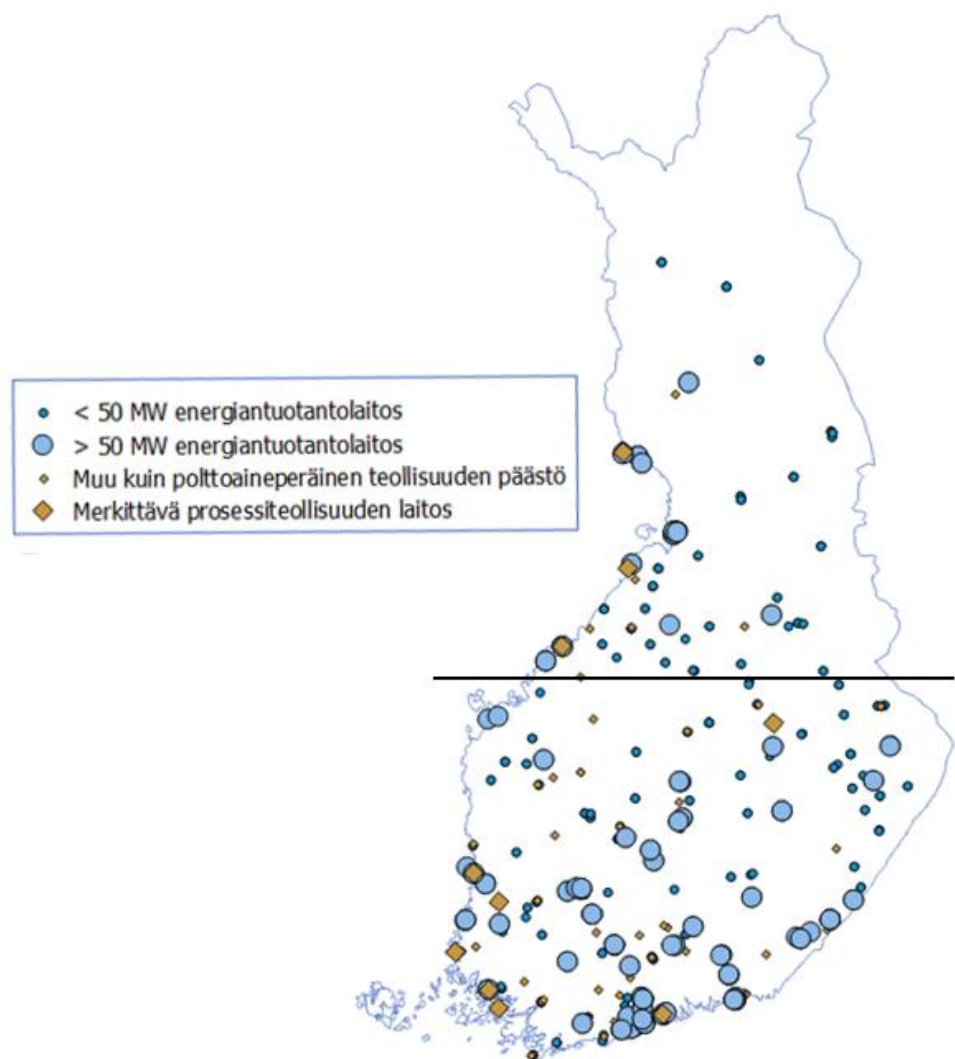
Tässä hankkeessa on mallinnettu päästömäärien muutosten vaikutusta ulkoilman pienhiukkasten pitoisuuksiin Suomessa ja siitä seuraavaa väestön altistumista pienhiukkasille. Näin on voitu arvioida yhden päästöyksikön aiheuttamaa terveyshaittaa ja -kustannusta. Laskelmat on tehty vuoden 2015 päästöillä ja meteorologiatiedoilla.

4.1 Mallinnukset

Päästöjen alueellisen jakauman mahdollisimman tarkka arviointi on erityisen tärkeää silloin, kun päästömallin tuloksia käytetään syöttötietona päästöjen leviämistä ja niistä aiheutuvia pitoisuuksia arvioivissa ilmakehämalleissa. Suomen eri päästölähteiden aiheuttamat ilmansaasteiden päästöt ja niiden maantieteellinen sijainti arvioitiin käyttäen SYKE:n FRES (Finnish Regional Emission Scenario) -ilmansaastemallia (Karvosenoja 2008). Mallilla arvioitiin seuraavat päästöt: (1) pienhiukkaset eri kokoluokissa ja kemiallisesti jaoteltuna: PM₁, PM_{2.5}, PM₁₀, musta hiili, orgaaninen hiili, mineraalit sekä (2) kaasumaiset epäpuhtaudet: SO₂, NO_x, NH₃, NMVOC ja CO. Nämä päästöt syötettiin Ilmatieteen laitoksen alueellisen ja globaalin mittakaavan SILAM-malliin (Sofiev ym. 2006), jolla arvioitiin päästöjen ja niiden muutoksien aiheuttamia ulkoilman PM_{2.5} pienhiukkasten pitoisuuksia. Lisäksi primääristen PM_{2.5} hiukkasten päästöjen aiheuttamia pitoisuuksia päästöjen lähialueilla arvioitiin käyttäen nk. lähdekohte kulkeumamatriiseja (Karvosenoja ym. 2011). Mallinnuksin arvioidut PM_{2.5} hiukkasten pitoisuustiedot olivat lähtökohtana Suomen väestölle kohdistuvien terveysvaikutusten ja -kustannusten arvioille.

4.1.2 Päästöjen arviointi

Voimalaitosten ja teollisuuden päästöt johdetaan ilmakehään korkeiden piippujen kautta. Tällöin päästöt leviävät laajemmalle alueelle ja ehtivät laimeta ilmakehässä, ennen kuin ne joutuvat ihmisten hengityskorkeudelle tai poistuvat ilmakehästä laskeutuneina. Kaukolämpö- ja voimalaitokset sijaitsevat suurten kaupunkien yhteydessä ja teollisuuslaitokset pääasiassa rannikolla ja jokien varsilla. FRES-mallin tietokannassa on sijaintitiedot 290 teollisuus- ja polttolaitokselle, joiden vuosittainen käyttöaika on yli 2000 tuntia. Näitä sijainniltaan tarkkaan tunnettuja päästölähteitä kutsutaan pistelähteiksi (kuva 4). IHKU-hankkeessa laskettiin lisäksi primäärihiukkasia arvioitaessa keskimääräiset vaikutukset erikseen Etelä- ja Pohjois-Suomessa sijaitseville pistelähteille (jakolinja kohdalla 63.5°N). Lisäksi lukuisia pieniä tai vähäisellä käyttöasteella käyviä energia- ja teollisuuslaitoksia käsitellään FRES-mallissa ns. aluelähteinä.



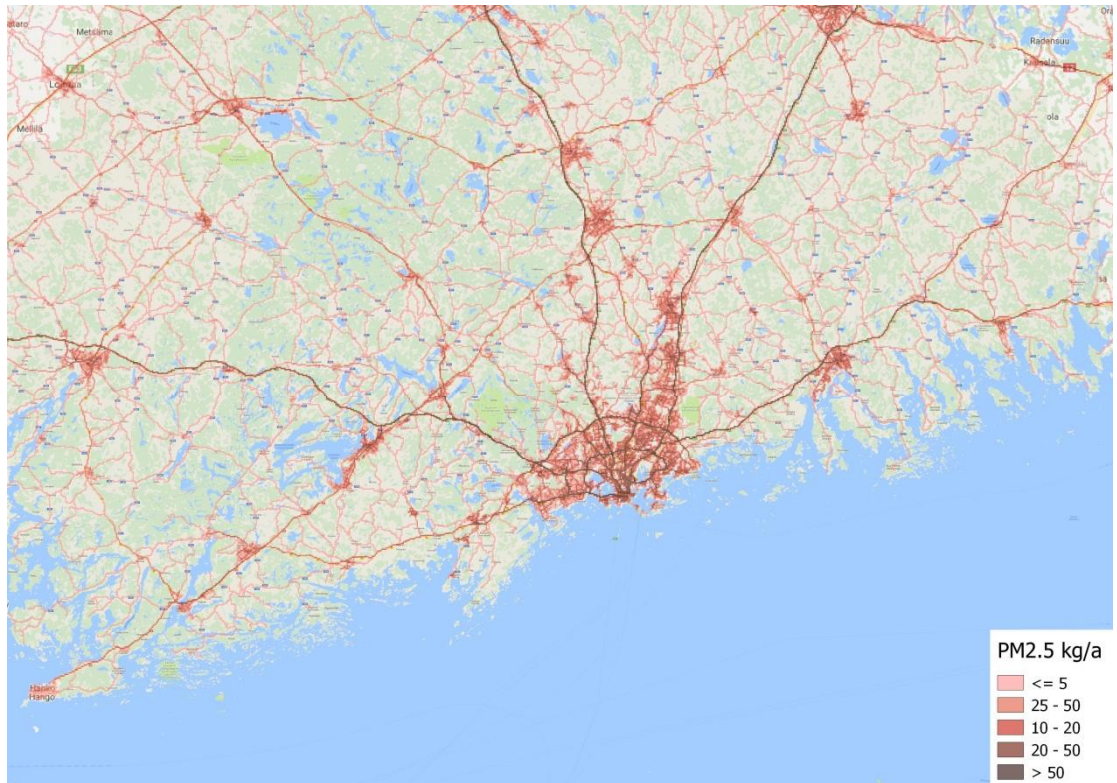
Kuva 4. Tarkasteltujen pistelähteiden sijainnit FRES-mallissa ja jakolinja Etelä- ja Pohjois-Suomessa sijaitsevien pistelähteiden tarkasteluun.

Merkittävimpiä aluelähderyhmiä ovat liikenne, työkonet, talokohtainen puulämmitys eli pienpoltto, maatalous ja liuotinten käyttö. Aluelähteitä voi olla Suomen alueella tuhansia tai miljoonia, joten niitä ei kannata kuvata yksittäisinä päästöpisteinä. Aluelähteille, esimerkiksi liikenteelle, päästöt arvioidaan tietylle joukolla samankaltaisia päästölähteitä eli päästösektorille (esimerkiksi dieselhenkilöautot). Vastaavasti päästöjen sijainti arvioidaan alueellisena jakaumana käyttämällä joitain edustavia alueellisia painotuskertoimia (esimerkiksi liikennemääriä eri tieosuuksilla).

Päästöjen alueellinen jakauma on hyvin erilainen eri aluelähdesektoreilla ja niiden vaikutukset väestön altistumiseen ja terveyteen vaihtelevat. Aluelähdesektoreita jaoteltiin ja tarkasteltiin niin, että nämä erot väestöaltistuksissa tulisivat huomioiduiksi. Lisäksi tieliikenteelle, työkonille ja pientalojen puun poltolle arvioitiin erikseen taajama ja haja-asutusalueilla tapahtuvien päästöjen vaikutukset. Taajama määriteltiin Yhdyskuntarakenteen seurantajärjestelmän tilastollisen taajamarajauksen mukaisesti ja se tarkoittaa vähintään 200 asukkaan taajaan rakennettua aluetta, jossa rakennusten välinen etäisyys ei ylitä 200 metriä. Rajausta perustuu 250 m x 250 m hilaruudukkoon, jossa huomioidaan asukasluvun lisäksi rakennusten lukumäärä, kerrosala ja keskittyneisyys (Helminen ym. 2016). Suomen taajama-alueet on esitetty karttoina liitteessä A.

Aluelähteiden päästöt esitetään FRES-mallissa 250 x 250 metrin hilaruudukossa. Päästöjen esittäminen kartalla koko Suomen alueelta näin tarkalla resoluutiolla ei ole kovin havainnollis-

ta, koska yksittäisiä päästörüutuja ei saa visuaalisesti näkyville. Siitä syystä tässä hankkeessa tarkasteltujen aluelähteiden päästöjen jakaumassa viitataan jatkossa liitteissä B ja C esitettyihin pitoisuuskarttoihin. Kuvassa 5 on esimerkinomaisesti esitetty tieliikenteen päästöjen alueellinen jakauma Uudenmaan alueella.



Kuva 5. Tieliikenteen päästöjen alueellinen jakauma Uudenmaan alueella FRES-mallin hilaruudukossa.

Tieliikenteen päästöt sijaitsevat pääasiassa kaupunkialueilla sekä pääväylillä. Liitteen B kuvissa B1 ja B2 on esitetty IHKU-hankkeessa mallinnetut, yhden tonnin primääri-PM_{2.5} päästön aiheuttamat pitoisuudet taajama- ja haja-asutusalueilla, vastaavasti. Vuonna 2015 tieliikenteen pakokaasujen pienhiukkaspäästöt olivat Suomessa 1 200 tonnia, joista taajama-alueilla tapahtui 55 %.

Tieverkostossa tapahtuvan liikenteen lisäksi merkittävä päästölähde kaupungeissa on työkooneet. Teollisuuden, rakentamisen ja kunnossapidon dieseltäykoneet ovat tyypillisesti ikään-tyneempiä ja käytettyyn energiamäärään suhteutettuna suuripäästöisempiä kuin tieliikenteen ajoneuvot. Työkoneita käytetään myös maa- ja metsätaloudessa, mutta niiden päästöjen vaikutus väestöön on luonnollisesti vähäisempi, koska päästöt tapahtuvat kaukana kaupungeista. Muita merkittäviä haja-asutusalueilla toimivia työkoneryhmiä ovat mm. kaivosten ja tierakennuksen työkooneet. Muun kuin tieliikenteen lähteistä lisäksi laivaliikenne voi olla erityisesti satamakaupungeissa suhteellisen merkittävä päästölähde. IHKU-hankkeessa mukaan sisällytettiin kuitenkin vain kotimaan laivaliikenne, joka on päästömääriltään varsin pieni. Hankkeessa mallinnetut työkooneiden ja muun kuin tieliikenteen primääri-PM_{2.5} pitoisuudet taajama- ja haja-asutusalueilla esitetään liitteen B kuvissa B3 ja B4, vastaavasti.

Puun pienpolton päästöt jakautuvat melko tasaisesti sekä kaupunkialueille että harvaan asutuille seuduille. IHKU-hankkeessa puun pienpolton päästöjä tarkasteltiin erikseen taajamien ja haja-asutusseutujen asuinrakennusten takkojen ja kiukaiden käytölle (liite B, kuvat B5 ja B6). Lisäksi kesämökkien puun polton ja pientalojen puukattiloiden käytön vaikutuksia tarkasteltiin erikseen (kuvat B7 ja B8). Puuta käytetään pienkattiloissa ensisijaisena lämmityspoltto-aineena pääasiassa maaseudulla ja pienemmissä kaupungeissa. Omakotitalojen puulämmitys tapahtuu yleensä klapeilla, puuhakkeella tai pelleillä pienissä alle 50 kilowatin tehoisissa kattiloissa. Taajamissa puuta poltetaan lähinnä omakotitalojen varaavissa takkoissa ja uuneis-

sa sekä saunan kiukaissa. Puun käyttö lisälämmitysmuotona on yleistynyt 80-luvulta alkaen ja nykyään lähes kaikki uudet pientalot varustetaan puuta käyttävällä tulisijalla.

Maatalouden ammoniakkipäästöt (NH_3) syntyvät pääasiassa eläinten lannan tuestä karjasuojista ja pelloilta. Päästöjen alueellinen jakauma käy melko hyvin ilmi ammoniakkipäästöjen aiheuttamien pienhiukkaspitoisuuksien kartasta (liite C, kuva C2).

4.1.3 Ilmansaasteiden pitoisuuksien arviointi

Globaalin ja alueellisen skaalan SILAM-leviämismallilla on tarkasteltu erilaisten oletettujen päästövähennysten vaikutuksia laskettuihin pitoisuuksiin. Mallin avulla voidaan ottaa huomioon sekä kaukokulkeuman että maamme omien päästöjen vaikutukset pitoisuuksiin. Päästövähennysskenaarioissa oletettiin erilaisille kotimaisille päästölähderyhmille tietyn suuruista vähennyksiä. Muun Euroopan päästöjen sekä maamme omien muiden päästölähderyhmien päästöjen oletettiin samanaikaisesti pysyvän muuttumattomina. Näin voidaan arvioida maamme omien päästöjen vähentämisestä saatavia hyötyjä maamme alueella erikseen kulkevan päästölähteiden ryhmälle.

IHKU-hankkeessa SILAM-mallilla arvioitiin pistelähteiden, kuten voimalaitosten ja teollisuuden rikin ja typen oksidien sekä hiukkaspäästöjen rajoittamisen vaikutuksia ulkoilman pienhiukkasten pitoisuuksiin. Lisäksi SILAM-mallilla arvioitiin kahden aluelähteen luokan kausumaisten päästöjen vähentämisen vaikutuksia sekundäärisiin $\text{PM}_{2.5}$ pitoisuuksiin. Liikenteen ja työkonien typen oksidien päästöt sekä maatalouden ammoniakkipäästöt arvioitiin merkittävimmiksi sekundäärihiukkasten aluelähteiksi.

SILAM-laskelmissa mallinnettiin ensin perustilanne vuoden 2015 päästö- ja meteorologiatiedoilla. Sen jälkeen tarkasteltavan sektorin ja epäpuhtauden päästöä vähennettiin 10 % perustilanteeseen verrattuna ja ilmakehämallinnus tehtiin uudestaan. Tämän jälkeen tuloksena saatu mallinnettu $\text{PM}_{2.5}$ pitoisuuden muutos perustilanteeseen verrattuna vielä skaalattiin vastaamaan yhden tonnin päästön vähennystä. SILAM-laskelmat toteutettiin 5 kilometrin alueellisella resoluutiolla. Tulokset SILAM-laskelmista yhden tonnin päästön vähennykselle on esitetty karttoina liitteessä C.

SILAM-mallinnusten lisäksi läheltä maanpintaa tapahtuvien primääristen $\text{PM}_{2.5}$ hiukkasten päästöjen aiheuttamia pitoisuuksia päästöjen lähialueilla arvioitiin käyttäen nk. lähde-kohde kulkeumamatriiseja 250 metrin alueresoluutiolla. Nämä SYKE:n FRES-mallin sisältämät lähde-kohde kulkeumamatriisit perustuvat Ilmatieteen laitoksen monen lähteen paikallisen mitta-kaavan leviämismalliin UDM-FMI. Tällä mallilla on laskettu erilliset leviämismatriisit Suomen yhdeksälle eri ilmastovyöhykkeelle, viidelle eri päästöjen ajalliselle vaihtelulle ja kahdelle eri päästökorkeudelle kuvaamaan lähialuepäästöjen erilaisia leviämisominaisuuksia. Menetelmän tarkempi kuvaus löytyy artikkelista Karvosenoja ym. (2011).

Lähde-kohde kulkeumamatriisit ovat lineaarisia kuvauksia kunkin 250 x 250 metrin ruudun $\text{PM}_{2.5}$ päästön aiheuttamasta $\text{PM}_{2.5}$ pitoisuuden lisästä sen lähiruuduissa. Pitoisuusvaikutuksia on tässä työssä arvioitu matalimman päästökorkeuden lähteille (liikenne ja työkonet) korkeintaan 10 kilometrin etäisyydelle kustakin tarkastellusta päästöruudusta ja hieman suuremman päästökorkeuden lähteille (talokohtainen lämmitys) 20 kilometrin etäisyydelle.

IHKU-hankkeessa yhden tonnin $\text{PM}_{2.5}$ -päästön vähentämisen vaikutuksia arvioitiin liikenteelle, työkonille ja puun pienpoltolle erikseen taajama- ja haja-asutusalueille. Lisäksi vaikutuksia arvioitiin erikseen puun pienpoltolle vapaa-ajan rakennuksissa ja talokohtaisille pienkattiloille. Usein käytännön päästövähennystoimet ovat erilaisia erityyppisille päästölähteille (esim. puun pienpoltolle kattiloissa ja takoissa) tai ne voidaan kohdistaa erityisesti taajama-alueille. Erilaisilla alueilla toteutetut päästövähennykset saattavat tuottaa hyvin erilaiset hyödyt väestön altistumisen ja terveysvaikutusten suhteen, joten erilliset tarkastelut tuovat arvokasta tietoa asiantuntijoille ja päätöksentekijöille. Tulokset lähde-kohde kulkeumamatriiseilla tehdyistä laskelmista yhden tonnin päästön vähennykselle on esitetty karttoina liitteessä B.

4.1.4 Väestöaltistuksen ja terveysvaikutusten arviointi

Yhdennetyn mallinnuksen viimeisessä vaiheessa mallinnetut pienhiukkaspitoisuudet yhdistettiin Tilastokeskuksen ruututietokannan vuoden 2015 väestötietoihin: 250 x 250 metrin karttaruuduissa oli tieto väkiluvusta 5-vuotiskäryhmissä. Mallinnettua vuosipitoisuutta käytettiin niin lyhytaikaisen kuin pitkäaikaisenkin altistumisen vaikutusten laskemiseen, sillä pienhiukkasten päivittäisen pitoisuusvaihtelun arviointiin ei ollut tarvetta oletettaessa vaikutukset lineaarisiksi.

Pienhiukkasten aiheuttamat terveysvaikutukset laskettiin aluksi karttaruuduittain. Ensin määritettiin karttaruudussa i asuvan, tarkastelun kohteena olevan väestön (P_i) kokonaisaltistuminen mallinnetulle pienhiukkaspitoisuudelle (C_i):

$$PE_i = P_i \times C_i$$

Pienhiukkasten vaikutusta terveysvasteeseen arvioitiin ns. suhteellisella ylimääräosuudella:

$$RER = (RR-1) \times 0,1$$

missä RR on pienhiukkasten ja terveysvasteen välinen riskisuhde. Laskennassa käytetyt riskisuhteet on alun perin ilmoitettu $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pienhiukkaspitoisuutta kohti. Kertomalla kaavassa 0,1:llä saadaan tulokset $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ kohti. Kun pienhiukkasten terveysvaikutuksia arvioitiin käyttämällä hengitettävien hiukkasten (PM_{10}) riskisuhdetta $RR_{\text{PM}_{10}}$, niin suhteellinen ylimääräosuus pienhiukkasille on

$$RER = 1,54 \times (RR_{\text{PM}_{10}}-1) \times 0,1$$

Tämän jälkeen saatiin arvio vaikutuksen suuruudesta eli tapausten määrästä ruudussa i :

$$N_i = PE_i \times RER \times BR$$

missä BR on väestön taustariski tarkasteltavan terveysvasteen osalta. Lopulta arvio pienhiukkasten kokonaisvaikutuksesta tutkittavaan vasteeseen Suomessa (vuoden 2015 päästötiedoilla) saatiin summaamalla ruutukohtaiset tapausmäärät.

Menetetyt elinvuodet laskettiin kertomalla ensin 1-vuotiskäryhmäkohtaiset tapausmäärät odotettavissa olevalla eliniällä kyseisessä ikäryhmässä ja summaamalla lopuksi ikäryhmäkohtaiset menetetyt elinvuodet.

4.2 Käytetyt terveys- ja kustannusparametrit

Haittakustannuksia laskettaessa on perusteltua huomioida vain sellaiset terveysvaikutukset, joista on riittävän luotettavaa tietoa. WHO:n asiantuntijaryhmä on arvioinut äskettäin (WHO 2013b), minkä tyyppisistä pienhiukkasten terveyshaitoista on riittävästi näyttöä, jotta ne voidaan sisällyttää eurooppalaisiin vaikutusarviointeihin. WHO:n suositukset ovat olleet pohjana arvioitaessa IHKU-hankkeessa haittakustannuksia. Riittävästi tietoa luotettavan *määrällisen* arvion saamiseksi haitoista on katsottu olevan pitkäaikaisen altistumisen vaikutuksista kuolleisuuteen sekä lyhytaikaisen altistumisen vaikutuksista hengityselin- tai sydänsairauksista aiheutuneisiin sairaalahoitojaksoihin (Taulukko 3).

WHO on listannut myös joukon terveysvaikutuksia, joiden osalta tieto on epävarmempaa, mutta joita voidaan varauksin myös käyttää vaikutusarvioinneissa (Taulukko 3). Suomalaisia haittakustannusmallia rakennettaessa päätettiin, että pienhiukkasten aiheuttamiin kustannuksiin sisällytetään myös nämä vaikutukset. Tämä sen vuoksi, että vaikka kyseisten vaikutusten voimakkuudesta on epävarmuutta, ei vaikutusten olemassaoloa ole syytä kiistää. Siten niiden poisjättäminen kokonaan johtaisi liian mataliin kustannusarvioihin. On myös hyvä huomioida, että tutkimustiedon karttuessa WHO tulee todennäköisesti lisäämään uusia sairauksia pienhiukkasten terveysvaikutusten listaan.

Kustannusten laskentaan ei ole otettu mukaan vaikutuksia, jotka ovat osittain päällekkäisiä taulukon vaikutusten kanssa, esimerkkinä lyhytaikaisen altistumisen vaikutukset kuolleisuuteen, jotka sisältyvät pitkäaikaisen altistumisen kuolleisuusvaikutuksiin. Laskentaan ei ole myöskään sisällytetty vaikutuksia, joita on hyvin vaikea arvottaa rahallisesti: esimerkkeinä pienhiukkasille altistumisen vaikutus keuhkojen fysiologiaan sekä raskauden aikaisen altistumisen vaikutus lasten syntymäpainoon.

Joidenkin vaikutusten osalta epidemiologisia tietoa on pienhiukkasia paremmin saatavissa hengitettävälle hiukkasille (joihin pienhiukkaset sisältyvät). Näissä tapauksissa pienhiukkasten riskisuhteen laskettiin olevan 1,54-kertainen suhteessa hengitettävien hiukkasten riskisuhteeseen WHO:n käytännön mukaisesti (WHO 2013b). Taustalla on yksinkertaistus, jonka mukaan pienhiukkaset muodostavat 65 % (WHO:n yleiseurooppalainen arvio) hengitettävien hiukkasten massasta ja aiheuttavat hengitettäviin hiukkasiin liitetyt terveyshaitat.

Joidenkin vaikutusten kohdalla taulukossa on annettu ikäryhmät, joita noudatetaan myös kustannuslaskennassa. Ikärajaus ei yleensä tarkoita, ettei ko. vaikutuksia esiintyisi myös muun ikäisissä, vaan johtuu siitä että alkuperäiset epidemiologiset tutkimukset on rajattu tietyn ikäisiin henkilöihin. Alentuneen toimintakyvyn osalta WHO esittää vaikutusten laskemista kaiken ikäisissä (WHO 2013b). Alkuperäinen epidemiologinen tutkimus käsitteli kuitenkin vain työikäisiä (Ostro 1987). IHKU-hankkeessa vaikutusten arviointi rajattiin kompromissina aikuisiin oletuksella, että vaikutukset työikäisten ja jo eläköityneiden välillä eivät oleellisesti poikkea toisistaan.

Taulukko 3. Terveysvaikutuksia arvioitaessa huomioon otetut vaikutukset

Vaikutus	Ikäryhmä	Altiste	Riskisuhde per 10 µg/m3	95 % luottamus- rajat	Ilmaantuvuus väestössä
Kuolleisuus	Yli 30 v	PM _{2.5} pitkäaikainen	1,062	1,040-1,083	1345,326 kuolemaa / 100 000 henkeä vuonna 2015
Sairaalakäynti, sydänsairaus	Kaikki	PM _{2.5} lyhytaikainen	1,0091	1,0017-1,0166	26,478 käyntiä / 1000 henkeä vuonna 2014
Sairaalakäynti, hengityselinsairaus	Kaikki	PM _{2.5} lyhytaikainen	1,0190	0,9982-1,0402	13,908 käyntiä / 1000 henkeä vuonna 2014
Imeväiskuolleisuus	1-12 kk	PM ₁₀ pitkäaikainen	1,04	1,02-1,07	0,77 kuolemaa / 1000 elävänä syntynyttä vuonna 2014; 10,12 syntymää / 1000 henkeä (2015) eli ilmaantuvuus 7,792x10 ⁻⁶
Krooninen keuhkoputken-tulehdus, ilmaantuvuus	Yli 18 v	PM ₁₀ pitkäaikainen	1,117	1,040-1,189	3,9 tapausta / 1000 henkeä vuodessa
Keuhkoputken-tulehdus, esiintyvyys	6-12 v	PM ₁₀ pitkäaikainen	1,08	0,98-1,19	186 tapausta / 1000 henkeä
Työstä poissaolo	20-65 v	PM _{2.5} 2 vk	1,046	1,039-1,053	Poissaloloja 9,85 pv/vuosi/henkilö (2008);työllisyysaste 73,2 % (ka. 2011-2015)
Astmaoireet, ilmaantuvuus	5-19 v astmaatikoita	PM ₁₀ lyhytaikainen	1,028	1,006-1,051	35 astmaatikkoa / 1000 henkeä, heillä oireilua 17 % päivistä
Alentunut toimintakyky, päivä*	20 v-	PM _{2.5} 2 vk	1,047	1,042-1,053	Alentunutta toimintakykyä 19 pv/vuosi/henkilö

* Päällekkäisyyksien välttämiseksi vähennetty päivät, jotka vietetty sairaalassa sairaalakäyntejä koskevien laskelmien perusteella tai sairaana kotona työstä poissaoloa koskevien laskelmien perusteella

Pienhiukkasten terveysvaikutuksia laskettaessa käytettävät riskisuhteet kuvaavat suhteellista vaikutusta – sitä kuinka paljon enemmän esimerkiksi jotain sairautta esiintyy runsaasti altistuvien joukossa verrattuna vähemmän altistuvien. Siten vaikutuksia väestötasolla laskettaessa tarvitaan tieto myös sairauden (tai esim. töistä poissaolon) yleisyydestä väestössä - tietoa käytetään ilmansaasteista riippumattoman sairauden taustariskin arviointiin. Luotettavaa tietoa on erityisen vaikeaa saada lievien terveysongelmien kuten lievän toimintakyvyn alenemisen tai lasten keuhkoputken tulehduksen yleisyydestä väestötasolla, koska tietoa ei kerätä rekistereihin. IHKU-hankkeessa kuolleisuutta ja sairauspoissaoloja koskevat taustatiedot ovat peräisin Tilastokeskuksesta ja sairaalahoitojaksoja koskevat tiedot Eurostatilta; muut ilmaantuvuustiedot vastaavat EU-raporteissa käytettyjä (Hurley 2005, Holland 2014).

Myös tieto ilmansaasteiden vaikutuksista terveyteen on erityisen epävarmaa lievempien vaikutusten osalta. Tämä johtuu siitä, että lievien vaikutusten tutkimiseen ei ole yleensä ollut

käytössä kattavia terveysrekistereitä, ja toisaalta epidemiologit ovat tyypillisesti olleet kiinnostuneempia arviomaan vakavampia vaikutuksia niiden suuremman kansanterveydellisen merkityksen vuoksi. Siten esimerkiksi tieto pienhiukkasten vaikutuksen voimakkuudesta sairauspoissaoloihin ja toimintakyvyn alenemiseen on hyvin epävarma, ja perustuu 80-luvulla tehtyyn amerikkalaiseen tutkimukseen (Ostro 1987). Toimintakyvyn alenemiseen liittyviä kustannuksia laskettaessa epävarmuutta lisää se, että joudutaan tekemään oletuksia eriasteisten toimintakyvyn alenemien yleisyydestä (Hurley ym. 2005): oireet voivat olla niin voimakkaat että tarvitaan vuodelepoa, lievemmissä tapauksessa vuodelepo ei ole tarpeen mutta työstä joudutaan olemaan poissa, ja lopulta lievimmässä tapauksessa oireilua on, mutta se ei estä työtekoa.

Nykyisellään riittämättömän tutkimustiedon vuoksi hiukkasten koostumuksen (ja siten lähteen) vaikutusta terveyshaittoihin ei ole voitu huomioida IHKU-hankkeessa, vaan kaikki lähteet on oletettu yhtä haitalliseksi. Tämä on linjassa sen kanssa, että WHO ja Yhdysvaltain ympäristövirasto eivät kumpikaan ole kyenneet luokittelemaan hiukkaslähteitä niiden haitallisuuden perustella (WHO 2103a, EPA 2009). IHKU-laskelmissa on oletettu edelleen, että altiste-vastesuhteet ovat lineaarisia eikä vaikutuksilla ole kynnysarvoa. Ilmansaastepäästöihin vaikuttavat toimet, joiden terveystaloudellisia IHKU-työkalun avulla voidaan arvioida, vaikuttavat tyypillisesti pysyvämmiin ilmansaastepitoisuuksiin. Siten haittakustannuksia laskettaessa on lopuksi yksinkertaisuuden vuoksi oletettu, ettei vaikutuksilla ole viivettä, sillä viiveen merkitys pienenee joka tapauksessa tarkastelujakson pidentyessä.

Lähtöarvot haittakustannusmalliin sisällytettyjen vaikutusten kustannuksille (Taulukko 4) on muodostettu siten, että ne ovat mahdollisimman yhtenevät EU:n teettämässä vaikutusarviointeissa käytettyihin kustannuksiin. Tämä varmistaa suomalaisten haittakustannusten vertailukelpoisuuden eniten käytettyihin eurooppalaisiin arvioihin.

Kansainvälisten haittakustannusarvioiden perusteella ilmansaasteiden kokonaiskustannukset määräytyvät pitkälti kuolleisuusvaikutusten perusteella. IHKU-hankkeessa maksuhalukkuuteen perustuvat kuolemat hinnat ovat peräisin NewExt-tutkimuksesta, johon myös EU:n ilmansuojelupolitiikan kustannuslaskelmat perustuvat (esim. EEA 2014). OECD ja WHO käyttävät arvioissaan maksuhalukkuuteen perustuvaa elämän tilastollista arvoa (VSL) (WHO 2015), mutta VSL:stä johdetun menetetyn elinvuoden tilastollisen arvon (VOLY) käyttöä laskelmissa puoltaa se, että näin arvioituna eliniän huomattava lyheneminen saa selvästi suuremman arvon kuin lyhytaikainen kuoleman ennen aikaistuminen. Tämä vastannee myös arkiajattelua, jossa esimerkiksi lapsen kuolemaa pidetään suurempana tragediana kuin vanhuksen, jolla on jo elettyä elämää takanaan.

IHKU-hankkeessa haittakustannusmalli pohjautuu menetettyjen elinvuosien laskemiseen. Haittakustannus on laskettu käyttäen VOLY:lle inflaatiokorjattua keskiarvoa. Keskiarvoa voidaan pitää väestötasolla parhaana arviona ihmisten halukkuudesta vähentää riskiä. Haittakustannusmallissa esitetään kuitenkin myös vaihtoehtoiset kustannusarviot: alempi arvio on laskettu käyttäen VOLY:n mediaanihintaa ja ylempi käyttäen VSL:n keskiarvoa. Varovainen päätöksentekijä ottaa huomioon myös haittakustannusten ylemmän arvion mallia soveltaessaan.

Kroonisen keuhkoputkentulehduksen ilmaantuvuuden yksikkökustannus (64 500 €) on haittakustannusmallissa selvästi alhaisempi kuin varhaisemmissa EU-arvioissa käytetty (200 000 €). Tämä johtuu muuttuneesta keuhkoputkentulehduksen diagnostisia kriteereitä koskevasta tulkinnasta; uusi yksikkökustannus perustuu HEIMTSA-projektin meta-analyysin ja on käytössä uusimmassa EU-tason vaikutusarviointissa (Holland 2014).

Sairaalakäyntien hinnan muodostumisen perusta on maksuhalukkuustutkimuksessa, jossa arvioitiin halukkuutta välttää 3 päivän (hengityselinsairaudesta johtuva) sairaalahoito, ja tähän liittyen vielä 5 päivän vuodelepo kotona (Ready 2004). Kokonaiskustannus muodostuu maksuhalukkuudesta, 3 päivän sairaalahoidon kustannuksista, sekä 5 päivän työpanoksen menetyksestä. Sairaalahoidon kustannus perustuu keskimääräiseen akuutin sairaalahoitajakson kustannukseen Suomessa (Kapiainen ym. 2014).

Alentuneen toimintakyvyn kustannukset muodostuvat sairauden vuoksi sängyssä vietetyistä päivistä (67 €/pv) ja lievemmän oireilun päivistä (56 €/pv) - maksuhalukkuusperusteiset kustannukset ovat peräisin julkaisusta Ready ym. 2004: kustannuksia muodostuu lisäksi saira-

uspoissaolosta (254 €/pv). Kustannuksia laskiessa tehtiin aiempien EU-arvioiden mukaisesti oletus, että työikäisillä sängypotilaana kotona vietettiin 25 % alentuneen toimintakyvyn päivistä, kotona sairastaen 25 % päivistä, ja lievästi oireillen mutta työssä käyden 50 % päivistä. Eläkeikäisillä oletettiin 35 % alentuneen toimintakyvyn päivistä kuluvan sängypotilaana ja loput lievemmin oireillen kotona; eläkeläisiä laskettiin Suomessa olevan 25 % aikuisista.

Laskelmat suomalaisella väestöllä osoittivat, että pienhiukkasilla on häviävän pienet vaikutukset imeväiskuolleisuuteen johtuen alhaisesta taustariskistä, sekä lasten astmaoirepäiviin johtuen astmaatikkojen kohtuullisen vähäisestä määrästä ja epidemiologisten tutkimusten tuottamasta varsin pienestä riskiestimaatista. Siten kumpaakaan kustannusta ei ole sisällytetty jatkoanalyysiin eikä kustannustaulukoihin.

Taulukko 4. Mallinnuksessa käytetyt terveyshaittojen kustannukset

Vaikutus	Ikäryhmä	Hinta (€)	Lisätiedot
Kuolleisuus, kuoleman tilastollinen hinta	Yli 30 v	2,65 milj.	Maksuhalukkuus, keskiarvo
Kuolleisuus, elinvuoden hinta	Yli 30 v	69 000/ 160 000	Maksuhalukkuus, mediaani / keskiarvo
Sairaalakäynti, sydänsairaus	Kaikki	2837	Maksuhalukkuus 628 € + hoitokustannukset (3 pv) 939 € + sairauspoissaolo (5 pv) 1270 €
Sairaalakäynti, hengityselinsairaus	Kaikki	2837	Kuten sairaalakäynti/sydänsairaus
Krooninen keuhkoputkentulehdus, ilmaantuvuus	Yli 18 v	64500	Maksuhalukkuus
Keuhkoputkentulehdus, esiintyvyys	6-12 v	784	Maksuhalukkuus, (yskä)oirepäivä 56 €, sairauden kesto 14 pv
Sairauspoissaolo työstä	20-65 v työlliset	254/pv	Työaika (2016) 7,06 h/pv, työtunti 36 €
Alentunut toimintakyky	20-	154/pv	Maksuhalukkuus ja sairauspoissaolojen kustannus; eläkeläiset: 35 % päivistä sängyssä (67€), 65 % päivistä oireita; työikäiset: 25 % päivistä sängyssä ja poissa työstä, 25 % poissa työstä ja oireita, 50 % oireita

Tässä työssä olemme noudattaneet EU-käytäntöä (luku 3.3) vastaavaa inflaatiokorjausta kustannuksiin, ilman tulotasojen muutoksen huomioonottamista. Olemme korjanneet samojen periaatteiden mukaisesti myös muut tutkimuksessa käytetyt yksikköarvot. Suurin osa tutkimuksessa käytetyistä arvoista erilaisille sairaustapauksille on peräisin Ready ym. (2004) julkaisusta. Tutkimuksen tulokset on ilmoitettu vuoden 1998 punnan arvoissa, johon ne on muutettu monista eri Euroopassa silloin käytetyistä valuutoista PPP-indeksien avulla. Tutkimuksessa ohjeistetaan muuttamaan arvot vuoden 1998 ECU-arvoihin (euron edeltäjä) vaihtokurssilla 1.5117. Tästä muutimme arvot vuoden 2017 euroon HCIP-indeksiin avulla (vertailuarvot 73.79 ja 100.24). Työvoimaindeksi on muuttunut Suomessa perusvuoden 2012 arvosta 100 arvoon 114 vuonna 2017. Tämä tarkoittaa, että työvoiman hinta on kasvanut keskimäärin 14 % 5 vuoden aikana. Sairaalapalveluissa indeksi oli vuonna 101,15 ja vuonna 2017 jo 135,70. Näitä indeksejä on käytetty sairauspäivien ja työstä poissaolojen nykyarvon laskemiseen.

5. IHKU-HAITTAKUSTANNUSMALLI

Lineaarinen IHKU-haittakustannusmalli kuvaa yhden päästöyksikön vähentämisellä saavutettavia vuosittaisia terveyshyötyjä rahallisesti arvioituna (taulukko 5). Luvussa 4.1 kuvattujen mallinnusten perusteella määritettiin tarkasteltujen sektorien yhden tonnin päästön muutoksen vaikutuksia PM_{2.5} -hiukkasten ulkoilmapitoisuuksiin. Näiden pitoisuusmuutosten vaikutuksia väestön altistumiseen pienhiukkasille, ihmisten terveyteen ja haittakustannuksiin arvioitiin luvun 4.2 mukaisilla parametreilla. Malli on lineaarinen siten, että yhden tonnin vähennys tiettyssä tarkastelusektorissa tuottaa aina samansuuruisen hyödyn, riippumatta vähennyksen kokonaismäärästä.

Taulukko 5. Yhden päästöyksikön vähentämisellä saavutettavat terveyshyödyt rahallisesti arvioituna (1000 €/tonni). Ensimmäisenä annettu luku on suositus käytettäväksi (VOLY ka.), sulkeissa annetut luvut ovat alempi ja ylempi yleisesti käytetty arvio (VOLY med. – VSL ka.). Primääri-PM_{2.5} tarkoittavat suoraan pienhiukkaspäästöistä peräisin olevia pienhiukkasia. X-sekundääri-PM_{2.5} kohdalla tarkoitetaan ilmansaasteen X päästöstä ilmakehässä muodostuvia pienhiukkasia. Kaasumaisten päästöjen vaikutusta on arvioitu siltä osin, kun nämä muodostavat ilmakehässä sekundäärisiä hiukkasia. NO_x = NO + NO₂ laskettuna NO₂:ksi.

Matalan päästökorkeuden lähteet	Päästövähennyksen sijainti	
	Taajama	Haja-asutus
Tieliikenne, Primääri-PM _{2.5}	140 ¹ (80 ² –320 ³)	13 (7.6–31)
Työkoneet, Primääri-PM _{2.5}	170 (100–390)	5.0 (2.8–11)
Pientalojen takat ja kiukaat, Primääri-PM _{2.5}	70 (40–160)	8.7 (4.8–19)
Kaikki alueet		
Kesämökkien takat ja kiukaat, Primääri-PM _{2.5}	5.5 (3.1–13)	
Pientalojen puukattilat, Primääri-PM _{2.5}	12 (6.6–27)	
Tieliikenne, NO _x -> sekundääri-PM _{2.5}	0.82 (0.46–1.8)	
Maatalous, NH ₃ -> sekundääri-PM _{2.5}	1.2 (0.70–2.8)	
Korkean päästökorkeuden lähteet	Etelä-Suomi Pohjois-Suomi	
	Kaikki alueet	
Voimalaitokset ja teollisuus, Primääri-PM _{2.5}	10 (5.8–24)	5.7 (3.2–13)
Voimalaitokset ja teollisuus, SO ₂ -> sekundääri-PM _{2.5}	1.3 (0.73–3.1)	
Voimalaitokset ja teollisuus, NO _x -> sekundääri-PM _{2.5}	0.43 (0.24–1.0)	

Oletus eliniän lyhenemisen / ennenaikaisen kuoleman kustannukseksi:

¹ VOLY keskiarvo (Value Of Life Year, Elinvuoden tilastollinen arvo) 160 000 €

² VOLY mediaani (Value Of Life Year, Elinvuoden tilastollinen arvo) 69 000 €

³ VSL keskiarvo (Value of Statistical Life, Elämän tilastollinen arvo) 2,65 milj. €. Muiden terveyshaittojen kustannukset ovat samat kaikissa tapauksissa.

Taulukossa esitetyillä luvuilla voidaan laskea suuntaa-antavasti käyttäjän tarkastelemasta päästövähennystoimenpiteestä seuraavat rahalliset hyödyt. Käyttäjän tulee itse arvioida päästövähennyksen määrä ja kuinka hyvin sen sijainti vastaa mallissa annettua keskimääräistä aluejakoa. Esim. tarkasteltaessa yksittäistä, isossa kaupungissa tapahtuvaa päästöä, siitä syntyvät haittakustannukset ovat todennäköisesti merkittävästi suuremmat kuin taulukossa näkyvät, koko maalle lasketut keskiarvot.

Käyttäjät pystyvät myös laskemaan itse tarkempia arvioita kustannuksista hyödyntäen IHKU-mallin taustalaskentoja tilanteissa, joissa kohdealueen väestön altistuminen ilmansaasteille on erikseen mallinnettu. IHKU-hankkeessa arvioitiin 1000 henkilön altistumisen 0,1 µg/m³ pienhiukkaspitoisuudelle aiheuttavan 7500 € kustannukset tarkasteltujen terveysvaikutusten osalta (kuolleisuuden kustannuksena käytetty VOLY-keskiarvoa); vaikutusten ollessa lineaarisia tarkoittaa henkilöiden määrän tai pienhiukkaspitoisuuden kymmenkertaistuminen myös kustannusten kymmenkertaistumista. Tuloksia tulkittaessa on huomioitava, että kohdealueella oletetaan taustariskin ja väestön ikärakenteen olevan tällöin sama kuin koko Suomessa IHKU-laskennoissa.

5.1 IHKU-mallin käyttö

Taulukossa esitetyillä luvuilla voidaan laskea tietystä päästövähennystoimenpiteestä seuraavat rahalliset hyödyt suuntaa-antavasti, jos käyttäjällä on arvio tonnimääräisestä päästövähennyksestä ja sen sijainnista annetulla tarkkuudella. Tähän on suositeltavaa käyttää hankkeen sivuilta löytyvää laskuria: <https://wwwp.ymparisto.fi/IHKU/haittakustannuslaskuri/>. Seuraavassa esitetään kaksi esimerkkiä työkalun käytöstä.

Esimerkki 1:

Keskikokoisessa suomalaisessa kunnassa suunnitellaan tulisijan omistajille suunnattua info-kampanjaa tulisijan oikeaoppisesta käytöstä. Kunnan ympäristöasiantuntija arvioi kampanjan vähentävän vuosittaisia pienhiukkaspäästöjä yhteensä 3 tonnia. Hän arvioi lisäksi, että 80 % kuntalaisten puun käytöstä tapahtuu taajama-alueilla sijaitsevilla asuintaloissa, 10 % haja-asutusalueilla sijaitsevilla asuintaloissa ja 10 % vapaa-ajan asunnoissa. Kunnan ympäristöasiantuntija syöttää arvioimansa päästömäärät IHKU-haittakustannuslaskuriin seuraavasti: 1) Pientalojen kiukaat ja takat, Primääri-PM_{2,5}, taajama: 2,4 t, 2) Pientalojen kiukaat ja takat, Primääri-PM_{2,5}, haja-asutus: 0,3 t ja 3) Kesämökkien takat ja kiukaat, Primääri-PM_{2,5}: 0,3 t. Täten toimenpiteen rahalliset terveyshyödyt olisivat keskimääräisen arvion mukaan: $2,4 \text{ t} * 70\,000 \text{ €/t} + 0,3 \text{ t} * 8\,700 \text{ €/t} + 0,3 \text{ t} * 5\,500 \text{ €/t} = 172\,260 \text{ €/vuosi}$. Vastaava hyöty voidaan ajatella saatavaksi joka vuosi niin kauan kuin toimenpiteen vaikutus kestää. Oletetaan, että kampanjan järjestäminen maksaa 20 000 € ja että sille arvioitu vaikutus säilyy, kun kampanja uusitaan kolmen vuoden välein. Tällöin yksi kampanjaan käytetty euro tuo rahallisia terveyshyötyjä noin 26 euron edestä

Päästövähennysten määrien ja sijaintien lisäksi ympäristöasiantuntijan on tärkeää pystyä arvioimaan kuinka hyvin kyseinen kunta vastaa kooltaan ja asukastiheydeltään keskimääräistä suomalaista, johon IHKU-työkalun arviot perustuvat. Erityisesti kunnan taajama-alueen ominaisuudet määrittelevät pitkälti haittakustannuslaskennan tuloksia. Jos kunnalle on saatavilla erikseen mallinnettuja arvioita kohdealueen väestön altistumisesta ilmansaasteille, on mahdollista hyödyntää edellä kappaleessa 5 esitettyä arviota: 1000 henkilön altistuminen vuosikeskiarvoltaan $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pienhiukkaspitoisuudelle aiheuttaa 7500 € kustannukset (VO-LY-keskiarvo).

Esimerkki 2:

Etelä-Suomessa sijaitseva voimalaitos tekee investointeja savukaasunpuhdistimiin ja polton optimointiin, joiden seurauksena vuosittaisten päästöjen oletetaan vähenevän seuraavasti: NO_x (ilmoitettu NO₂:na) 50 t, SO₂ 200 t ja hiukkaset 1 t. Polttotekniikan ja hiukkaserotimen perusteella yrityksen ympäristöpäällikkö arvioi, että piipusta ulos tulevien PM_{2,5}-hiukkasten osuus kaikkien hiukkasten massasta on 40 %.

Toimenpiteen rahalliset hyödyt olisivat keskimääräisen arvion mukaan: $50 \text{ t} * 430 \text{ €/t} + 200 \text{ t} * 1\,300 \text{ €/t} + 0,4 \text{ t} * 10\,000 \text{ €/t} = 285\,500 \text{ €/vuosi}$. Vastaava hyöty voidaan ajatella saatavaksi joka vuosi niin kauan kuin uusi järjestelmä on toiminnassa. Jos investointi- ja käyttökustannukset korkotasoinen lasketaan vuosikustannuksiksi tietylle ajanjaksolle, voidaan kustannuksia helposti verrata hyötyihin.

Malli on tehty pääasiassa isomman mittakaavan kuin yhden päästölähteen vaikutusten tarkasteluun, jolloin yksittäisen laitoksen aiheuttamat terveyshaitat päästötonnia kohti voivat erota keskiarvosta merkittävästi. Kuvista C3 ja C4 nähdään, että erityisesti PM_{2,5}- ja SO₂-päästöjen aiheuttamat pitoisuusvaikutukset näkyvät selvästi voimakkaimpina muutaman kilometrin sisällä päästölähteestä, vaikka päästöt tulevat teollisuuslaitosten korkeista piipuista. Tämän vuoksi lähellä asutuskeskusta sijaitsevan laitoksen yhtä päästötonnia kohti lasketut terveyshaittakustannukset voivat olla keskiarvoa suuremmat. Keskimääräisen laitoksen kohdalla voidaan kuitenkin katsoa, että kustannusarvio sisältää tärkeimmät terveyshaitat, joita tarkastelluista epäpuhtauksista tällä hetkellä tiedetään syntyvän ja joita osataan arvottaa rahallisesti.

Jos esimerkkiä tarkastellaan yleisemmin ympäristövaikutusarviona, tulee lisäksi huomioida myös muut ympäristöhaitat kuin ihmisille aiheutuvat terveyshaitat. Ne on jätetty mallilaskelmista pois, koska vakiintuneita laskentamenetelmiä ei vielä ole. Esim. alentuneen biodiversiteetin aiheuttamat kustannukset saattavat kuitenkin olla merkittäviä (Preiss ym. 2008). Luvun 3.4 Suomea koskevan esimerkin perusteella voidaan saada arviota näiden haittakustannusten suuruusluokista. Siinä konservatiivinen arvio oli, että ekosysteemivahinkojen kustannukset toisivat SO₂:n kohdalla 10 %:n ja NO_x:n kohdalla 100 %:n lisän kyseisistä ilmansaasteista aiheutuvien terveyshaittakustannusten päälle. Tämän esimerkin kohdalla niistä tulisi siis noin 47 500 €/a lisäkustannukset.

6. HAITTAKUSTANNUSMALLIN RAJOITTEET JA EPÄVARMUUDET

IHKU-haittakustannusmalli kuvaa siis laskentaan valittujen ilmansaasteiden määritellyillä alueilla tapahtuvien päästöjen vähentämisellä saavutettavia vuosittaisia terveyshyötyjä rahallisesti arvioituna. Mallin käyttöön, tarkkuustasoon ja mallin kuvaamiin prosesseihin liittyy kuitenkin rajoitteita ja epävarmuuksia. IHKU-mallin käyttäjän olisi tärkeä ottaa huomioon seuraavia rajoituksia:

- Käyttäjä joutuu itse arvioimaan tarkastelemiensa päästövähennysten määrän tonneissa. Ilmansaasteiden päästöjen ja toteutuvien päästövähennysten määrien laskennalliseen arviointiin liittyy aina epävarmuuksia. Päästömäärien arvioinnissa merkittäviä epävarmuuksia liittyy mm. puun pienpolton ja tieliikenteen katupölyn päästökertoimien arviointiin (Karvosenoja ym. 2008).
- IHKU-malli kuvaa koko Suomen taajama- tai haja-asutusalueiden keskiarvona laskettuja haittakustannuksia, ja sopii parhaiten kansallisen tason tarkasteluihin. Käyttäjän on osattava arvioida, miten hyvin näiden keskiarvoistettujen aluetyyppien arviot kuvaavat hänen tarkastelemaansa kohdetta. Esim. Gynther ym. (2012) arvioi, että kotimaassa liikenteen päästöjen haittakustannukset voisivat olla pääkaupunkiseudulla yli kahdeksan kertaa korkeammat kuin pienessä kaupungissa. Lisäksi kuvista C3 ja C4 nähdään, että myös korkeiden piippujen osalta $PM_{2.5}$:n ja SO_2 :n vaikutus hiukaspitoisuuksiin on merkittävin alle 10 km:n sisällä päästölähteestä. Tällöin isojen kaupunkien läheisyydessä olevilla laitoksilla päästöjen haittakustannukset ovat todennäköisesti laskettuja keskiarvoja suuremmat.
- IHKU-mallin oletuksiin pienhiukkasten terveysvaikutuksista sisältyy epävarmuutta, joka vähenee vähitellen epidemiologisen tutkimustiedon karttuessa. Todennäköistä on, että tulevaisuudessa haittakustannukset kasvavat tiedon tarkentuessa ja paineen kasvaessa myös kokonaan uusien sairauksien sisällyttämiseksi laskelmiin. Vielä suuremmat epävarmuudet tulevat kuitenkin ennen aikaisten kuolemien rahalliseen arvottamiseen liittyvästä hajonnasta. Nyt käytetyt, yleisyytensä vuoksi valitut arvot ovat uudempaan tieteelliseen kirjallisuuteen (EPA, 2016; Viscusi & Masterman, 2017) verrattuna matalia. IHKU-mallissa arvioiduista terveyshaittojen kustannuksista suurin osa koostuu eliniän lyhenemiseen ja elämänlaadun alenemiseen liittyvistä kustannuksista. Näiden suuruus pohjautuu kyselytutkimuksiin ihmisten maksuhalukkuuksista pidemmälle ja terveemmälle eliniälle. Tällaisten kyselytutkimusten tuloksissa on suurta hajontaa. Tästä syystä IHKU-mallissa on esitetty kolme yleisesti käytettyä kustannustasoa perustuen vaihteluun kuoleman rahallisessa arvottamisessa. Menetelmiä on kuitenkin myös monia muita, ja esitetty vaihteluväli ei kuvaa kirjallisuudesta löytyviä ala- ja ylärajoja.
- IHKU-työkalu ei sisällä muiden ilmansaasteiden kuin pienhiukkasten aiheuttamia terveysvaikutuksia. Merkittävimpiä näistä ovat alailmakehän otsonin ja typpidioksidin vaikutukset. Alailmakehän otsonin terveysvaikutukset on kuitenkin muissa tutkimuksissa arvioitu huomattavasti pienhiukkasten vaikutuksia vähäisemmiksi ja lisäksi otsonin pitoisuudet ovat Suomessa suhteellisen alaiset. Typpidioksidin suhteen vaikutusten suuruusluokassa on paljon epävarmuutta, mutta niiden aiheuttamat terveyshaitat Suomessa on arvioitu merkittävästi pienhiukkasten aiheuttamia haittoja alhaisemmiksi. Kuitenkin, jos otsonin ja typpidioksidin vaikutukset otettaisiin huomioon tai jos tulevaisuudessa löydetään selkeitä yhteyksiä pienhiukkasten ja uusien terveyshaittojen välille, haittakustannusarviot luonnollisesti kasvaisivat IHKU-mallissa esitetyistä.
- IHKU-malli kuvaa terveysvaikutuksia valittuna tarkasteluvuonna 2015. Työkalu antaa tarkimmat arviot lähellä perusvuotta tapahtuviin tarkasteluihin, ja epävarmuudet kasvavat arvioitaessa päästövähennystoimenpiteiden terveysvaikutuksia kauempana tulevaisuudessa (tai menneisyydessä). Esimerkiksi väestön määrä ja ikärakenne sekä sen maantieteellinen sijoittuminen, valmius maksaa paremmasta terveydestä sekä sairauksien taustariski voi selvästi muuttua vuosikymmenten kuluessa.
- IHKU-malli kuvaa kotimaisten päästöjen muutosten vaikutuksia Suomen väestölle. Kaukokulkeutuneet epäpuhtaudet on otettu huomioon SILAM laskelmien ilmakemi-

assa, mutta ulkomaisten, esimerkiksi EU-tason päästövähennysten vaikutuksia ei ole IHKU-mallissa tarkasteltu. Myöskään suomalaisten päästöjen aiheuttaman altistuksen vaikutusta maamme rajojen ulkopuolella ei ole tarkasteltu. IHKU-malli on lineaarinen, mikä merkitsee, että oletettujen päästövähennysten vaikutuksia ilmakehällisiin olosuhteisiin ei oteta tarkasti huomioon.

- Lopuksi on tärkeä pitää mielessä, että terveyshaittojen lisäksi tiedetään, että ilmansaasteista aiheutuu monenlaista muuta haittaa ja vahinkoa ympäristölle ja ekosysteemeille. Osa näistä haitoista on kustannuksiltaan pienhiukkasten terveyshaittoja merkittävästi pienempiä (esim. otsonin aiheuttamat satovahingot ja happamoittavan laskeuman materiaali vahingot), osa on potentiaalisesti hyvin merkittäviä, mutta kustannusarvioiden epävarmuudet ovat erittäin suuret (esim. ilmastonmuutos). Lisäksi on oletettavasti merkittäviä vaikutusluokkia, joiden rahalliseen arvottamiseen ei toistaiseksi ole olemassa vakiintuneita menetelmiä (esim. biodiversiteetin heikkeneminen).

7. JOHTOPÄÄTÖKSET

Tässä tutkimuksessa on arvioitu erilaisten kotimaisten ilmansaastepäästöjen aiheuttamia muutoksia hengitysilman pienhiukkaspitoisuuksissa ja niistä seuraavien terveyshaittojen rahallisia kustannuksia. Laskenta sisältää tärkeimmät kotimaiset päästölähteet ja tärkeimmät terveyshaitat. Kustannukset on arvioitu euromääräisinä ilmakehään pääsystä pienhiukkasten päästötönnä kohti, vastaten vuoden 2015 tilannetta. Tutkimuksessa on käytetty parhaita saatavilla olevia menetelmiä ja tietotaitoa päästöjen ilmakehässä tapahtuvan leviämisen sekä terveysvaikutusten ja niiden rahallisen arvottamisen osalta.

Hankkeen tulos on vapaassa käytössä oleva, Suomen olosuhteisiin tehty työkalu, jolla voidaan arvioida ilmansaasteiden vähentämisellä saavutettavia terveyshyötyjä rahallisesti. Terveyshyödyn hinta on arvioitu yhden päästöyksikön vähentämistä kohti (1000 €/saastetonni). Työkalua voidaan hyödyntää esim. kustannus-hyöty-analysissä suunniteltaessa kansallisia tai kunnallisia ilmanlaatu-toimia. Lisäksi voimallaitoksille ja teollisuudelle lasketut haittakustannusten arviot voivat tarjota suuruusluokka-arvoina tukea esimerkiksi BAT-luvitusprosessin osana. Näin hallinnolliset ja poliittiset päätökset voivat perustua parhaaseen saatavilla olevaan tietoon erilaisten päästövähennysten avulla saavutettavista terveyshyödyistä rahallisesti arvioituna.

Suomessa hengitysilman pienhiukkaspitoisuudet ovat verrattain alhaisia esim. Keski-Euroopan tasoihin nähden. Mallinnetut yksikkökustannukset ja aiemmat tutkimustulokset kuitenkin osoittavat, että myös kotimaisista lähteistä tulevat ilmansaasteet aiheuttavat merkittäviä haittakustannuksia, joita on mahdollista vähentää päästöjä rajoittamalla. Suurimmat hyödyt saadaan, kun rajoitetaan matalan päästökorkeuden lähteistä tulevia pienhiukkasia kaupunkialueilla. Merkittävimmät tällaiset lähteet ovat tieliikenteen ajoneuvot, työkoneet ja puun pienpoltto.

Arvioiduista terveyshaittojen kustannuksista suurin osa koostuu pienhiukkasten aiheuttamiin ennen aikaisiin kuolemiin liittyvistä kustannuksista, joiden suuruus pohjautuu kyselytutkimuksiin. Ei ole vain yhtä yleisesti hyväksyttyä tapaa arvottaa menetettyä elämää tai elinvuotia, ja siksi haittakustannusmallissa on laskettu käytettäväksi suositellun arvon lisäksi alempi ja ylempi arvo. Käytetyt parametrit on valittu niin, että ne ovat vertailukelpoisia tärkeimpien eurooppalaisten tutkimusten kanssa. Eliniän lyhenemisen kustannukset vastaavat IHKU:n tuloksissa 75 % kokonaiskustannuksista (käytettäessä suositeltua laskentatapaa kuoleman hinnalle). Lisäksi kustannuksia aiheutuu myös mm. terveydenhuollon kustannusten ja työ-kunnan heikkenemisen kautta. Sairastelun kustannukset sisältävät varsinaisten hoitokustannusten ja työpanoksen menetyksen lisäksi myös kyselytutkimukseen perustuvan arvotuselementin koetun haitan osalta.

Työssä arvioituja haittakustannuksia voidaan pitää varsin konservatiivisinä, toisin sanoen. ne ovat todennäköisesti aliarvioita. Esimerkiksi vanhempien kyselytutkimusten tuloksia maksu-halukkuudesta ei ole muutettu vastaamaan nykyajan palkkatasoa. Tämä valinta on tehty siitä syystä, että on haluttu säilyttää mahdollisimman hyvä vertailtavuus tärkeimpiin eurooppalai-

siin vastaaviin tutkimuksiin, joissa palkkojen kehitystä ei myöskään ole otettu huomioon. Myöhemmässä tieteellisessä kirjallisuudessa on myös suositettu käytettäväksi elämän tilastolliselle arvolle lukuja, jotka ovat moninkertaiset tässä työssä käytettyyn nähden.

IHKU-työkalun hyödyntäminen edellyttää käyttäjältä asiantuntemusta päästöistä ja niiden vähentämisestä. Käyttäjä joutuu ensinnäkin arvioimaan tarkastelemiensa päästövähennysten määrän tonneissa. Lisäksi käyttäjän on osattava arvioida, miten hyvin koko maan taajama- tai haja-asutusalueiden keskiarvona laskettu yksikkökustannus kuvaa tarkasteltavaa kohdetta. Käyttäjän on tärkeää ymmärtää, että IHKU-mallin tulokset ovat suuntaa-antavia suuruusluokka-arvioita.

IHKU-työkalulla arvioituja haittakustannuksia tarkasteltaessa on tärkeää huomioida, että ilmansaasteiden päästöistä aiheutuu monia muitakin ulkoiskustannuksia kuin mitä IHKU-työkalu sisältää. Työssä on huomioitu vain pienhiukkasille altistumisen terveyshaitoista aiheutuvat kustannukset, ja niistäkin vain sellaiset, joiden suuruusluokkaa osataan arvioida riittäväällä varmuudella. Tieteellisen tiedon karttuessa arviot pienhiukkasten vaikutuksen voimakkuudesta tulevat tarkentumaan ja mahdollisesti joudutaan huomioimaan myös uusia sairauksia. Lisäksi mallitarkastelun ulkopuolelle on jätetty iso määrä vaikutuksia, joiden rahalliseen arvottamiseen liittyy selkeitä epävarmuuksia tai joiden arvioimisen menetelmät ovat vasta kehitteillä. Näitä ovat esimerkiksi typpidioksidin terveysvaikutukset ja ilmansaasteiden haitalliset vaikutukset ekosysteemeihin ja biodiversiteettiin. Kun näitä osataan tulevaisuudessa arvottaa paremmin, arviot ilmansaasteiden haittakustannuksista tulevat oletettavasti nousemaan.

Rajoituksista huolimatta on odotettavissa, että esitetystä laskentatyökalusta ja sen www-sovelluksesta (www.ymparisto.fi/IHKU/haittakustannuslaskuri/) on laajalti hyötyä haittakustannuksia arvioitaessa. Laskentatyökalun käyttö on huomattavasti yksinkertaisempaa ja helpompaa kuin sen perustana olevien mutkikkaiden laskentamallien. Arviomme mukaan mallilla saadaan silti realistisia ja käyttökelpoisia tuloksia. Malli voi antaa perusteita kustannuksia vaativien ilmansuojelutoimenpiteiden tekemiselle ja olla erityisen hyödyllinen erilaisten toimenpiteiden keskinäisessä vertailussa.

LÄHTEITÄ JA TAUSTA-AINEISTOJA

Bickel P., Schmid S., Tervonen J. Hämeikoski K., Otterström., Anton P., Enei R., Leone G., van Donseelaar P. & Carmighelet H. 2003 Deliverable 11, Environmental Marginal Cost Case Studies, UNITE report

Buonocore, J. J., Dong, X., Spengler, J. D., Fu, J. S., & Levy, J. I. 2014. Using the Community Multiscale Air Quality (CMAQ) model to estimate public health impacts of PM_{2.5} from individual power plants. *Environment international*, 68, 200-208.

Brandt J., Silver., J. D., Gross A. & Christensen J. H. 2013. Marginal Damage costs per unit of air pollution emissions. NERI Report.

Defra, 2015. Air quality economic analysis: Damage costs by location and source.
https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/460398/air-quality-econanalysis-damagecost.pdf

Gakidou, E., Afshin, A., Abajobir, A.A. & Murray, C.J.L. 2017. Global, regional, and national comparative risk assessment of 84 behavioural, environmental and occupational, and metabolic risks or clusters of risks, 1990–2016: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2016. *Lancet*, 390(10100), 1345-1422.

EEA, 2009. EC4MACS project websites. Conclusions at
<http://www.ec4macs.eu/downloads/reports/InterimAssessment/EC4MACS-InterimAssessment-chap5.pdf>

EEA 2014. Costs of air pollution from European industrial facilities 2008-2012. – and updated assessment. European Environment Agency, Technical report 20

EPA, 2016. Valuing mortality risk reductions for policy: a meta-analytic approach.
[https://yosemite.epa.gov/sab/sabproduct.nsf/0/0CA9E925C9A702F285257F380050C842/\\$File/VSL%20white%20paper_final_020516.pdf](https://yosemite.epa.gov/sab/sabproduct.nsf/0/0CA9E925C9A702F285257F380050C842/$File/VSL%20white%20paper_final_020516.pdf)

Fann, N., Fulcher, C. M., & Hubbell, B. J. 2009. The influence of location, source, and emission type in estimates of the human health benefits of reducing a ton of air pollution. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 2(3), 169-176.

Gynther L., Tervonen J., Hippinen I., Loven K., Salmi J., Soares J., Torkkeli S. & Tikka T. 2012 Liikenteen päästökustannukset, Liikenneviraston tutkimuksia ja selvityksiä 23/2012

Helminen V., Tiitu M., Nurmio K. & Ristimäki M. 2016. Suomen taajamarakenne; taajamien seututason luokittelu. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 32/2016

Heo, J., Adams, P.J., Gao, H.O. 2016. Public Health Costs of Primary PM_{2.5} and Inorganic PM_{2.5} Precursor Emissions in the United States, *Environmental Science & Technology*, 50: 6051-6070

Hoek G, Krishnan RM, Beelen R, Peters A, Ostro B, Brunekreef B, Kaufman JD. 2013. Long-term air pollution exposure and cardio-respiratory mortality: a review. *Environ Health* 2013;12:43

Holland M. 2014. Cost-benefit analysis of final policy scenarios for the EU Clean Air Package, version 2. EMRC.

Holland, S., Mansur, E., Muller, N., & Yates, A. 2015. Measuring the Spatial Heterogeneity in Environmental Externalities from Driving: A Comparison of Gasoline and Electric Vehicles. NBER Working Paper, (21291)

Hurley F, Hunt A, Cowie H, Holland M, Miller B, Pye S, Watkiss S. 2005. Methodology for the cost-benefit analysis for CAFE. Volume 2: Health Impact Assessment. AEAT/ED51014/Methodology vol. 2, issue 2.

Hänninen O., Korhonen A., Lehtomäki H., Asikainen A & Rumrich I. 2016. Ilmansaasteiden terveysvaikutukset. Ympäristöministeriön Raportteja 16 | 2016

Karppinen, A, J. Kukkonen, T. Elolähde, M. Konttinen, T. Koskentalo and E. Rantakrans, 2000. A modelling system for predicting urban air pollution, Model description and applications in the Helsinki metropolitan area. *Atmos. Environ.* 34:22, pp 3723-3733.

Karvosenoja N., Savolahti M., Lanki T., Salonen R. & Tiittanen P. 2017. Luku 4.7 Vaikutukset ilmanlaatuun. Raportissa: Soimakallio S., Hildén M., Lanki T., Eskelinen H., Karvosenoja N., Kuusipalo H., Lepistö A., Mattila T., Mela H., Nissinen A., Ristimäki M., Rehunen A., Repo A., Salonen R., Savolahti M., Seppälä J., Tiittanen P., Virtanen S. 2017. Energia- ja ilmastostrategian ja keskipitkän aikavälin ilmastopolitiikan suunnitelman ympäristövaikutusten arviointi. Valtioneuvoston selvitys ja tutkimustoiminnan julkaisusarja 59/2017. http://tietokayttoon.fi/documents/10616/3866814/59_Energia-+ja+ilmastostrategian+ja+keskipitk%C3%A4n+aikav%C3%A4lin+ilmastopolitiikan+suunnitelman+ymp%C3%A4rist%C3%B6vaikutusten+arviointi_.pdf/2eed07b1-bfa5-45ec-a61f-c722e1bdf59c?version=1.0

Karvosenoja N., Kangas L., Kupiainen K., Kukkonen J., Karppinen A., Sofiev M., Tainio M., Paunu V.-V., Ahtoniemi P., Tuomisto J. T., Porvari P. 2011. Integrated modeling assessments of the population exposure in Finland to primary PM_{2.5} from traffic and domestic wood combustion on the resolutions of 1 and 10 km. *Air Qual Atmos Health* 4:179–188.

Karvosenoja N. 2008. Emission scenarios model for regional air pollution. Väitöskirja. Monographs Boreal Environ. Res. 32.

Karvosenoja N., Tainio M., Kupiainen K., Tuomisto J. T., Kukkonen J. and Johansson M. 2008. Evaluation of the emissions and uncertainties of PM_{2.5} originated from vehicular traffic and domestic wood combustion in Finland. *Boreal Environ. Res.* 13:465-474.

Kapiainen S, Väisänen A, Haula T. 2014. Terveyden- ja sosiaalihuollon yksikkökustannukset Suomessa vuonna 2011. Terveyden ja hyvinvoinnin laitos, raportti 3/2014.

Kuik, O. Brander, L. Ståle, N. Kristin, N. El Hadji Fall, M. 2006. DELIVERABLE D.3.2 WP3 Report on the monetary valuation of energy related impacts on land use changes, acidification, eutrophication, visual intrusion and climate change. http://www.feem-project.net/cases/documents/deliverables/D_03_2%20non%20human%20ext%20cost%20final.pdf

Kukkonen, J., Karppinen, A., Sofiev, M., Kangas, L., Karvosenoja, M., Johansson, M., Tuomisto, J., Tainio, M., Koskentalo, T., Aarnio, P., Kousa, A., Pirjola, L., Kupiainen, K. 2007. Kokonaismalli pienhiukkasten päästöjen, leviämisen ja riskin arviointiin – KOPRA. In: Finnish Meteorological Institute, Studies, 1, Yliopistopaino, Helsinki, ISBN 978-951-697-635-1.

Laden, F. Schwartz, J. Speizer, FE. Dockery, DW. 2006. Reduction in fine particulate air pollution and mortality: Extended follow-up of the Harvard Six Cities study. *Am J Respir Crit Care Med.* 2006 Mar 15; 173(6): 667–672.

Levy J., Baxter L., Schwartz J. 2009. "Uncertainty and Variability in HealthRelated Damages from Coal-Fired Power Plants in the United States." *Risk Analysis*, 29(7), pg. 1000-1014

Lovett, G., Tear T., Evers D., Findlay S., Cosby J., Dunscomb J., Driscoll C. & Weathers K. 2009. "Effects of air pollution on ecosystems and biological diversity in the eastern United States." *Annals of the New York Academy of Sciences* 1162.1 (2009): 99-135.

Muller N. & Mendeelson, R. 2009. Efficient pollution regulation: getting the prices right, *The American economic review*, vol. 99, pp. 1714-1739

Muller N. & Mendeelson R. 2012. Efficient Pollution Regulation: Getting the Prices Right: Corrigendum (Mortality Rate Update). *American Economic Review.* vol. 100, pp. 613-616

Nordhaus, W. 2017. Revisiting the Social Cost of Carbon. *PNAS* 2017 February, 114 (7) 1518-1523

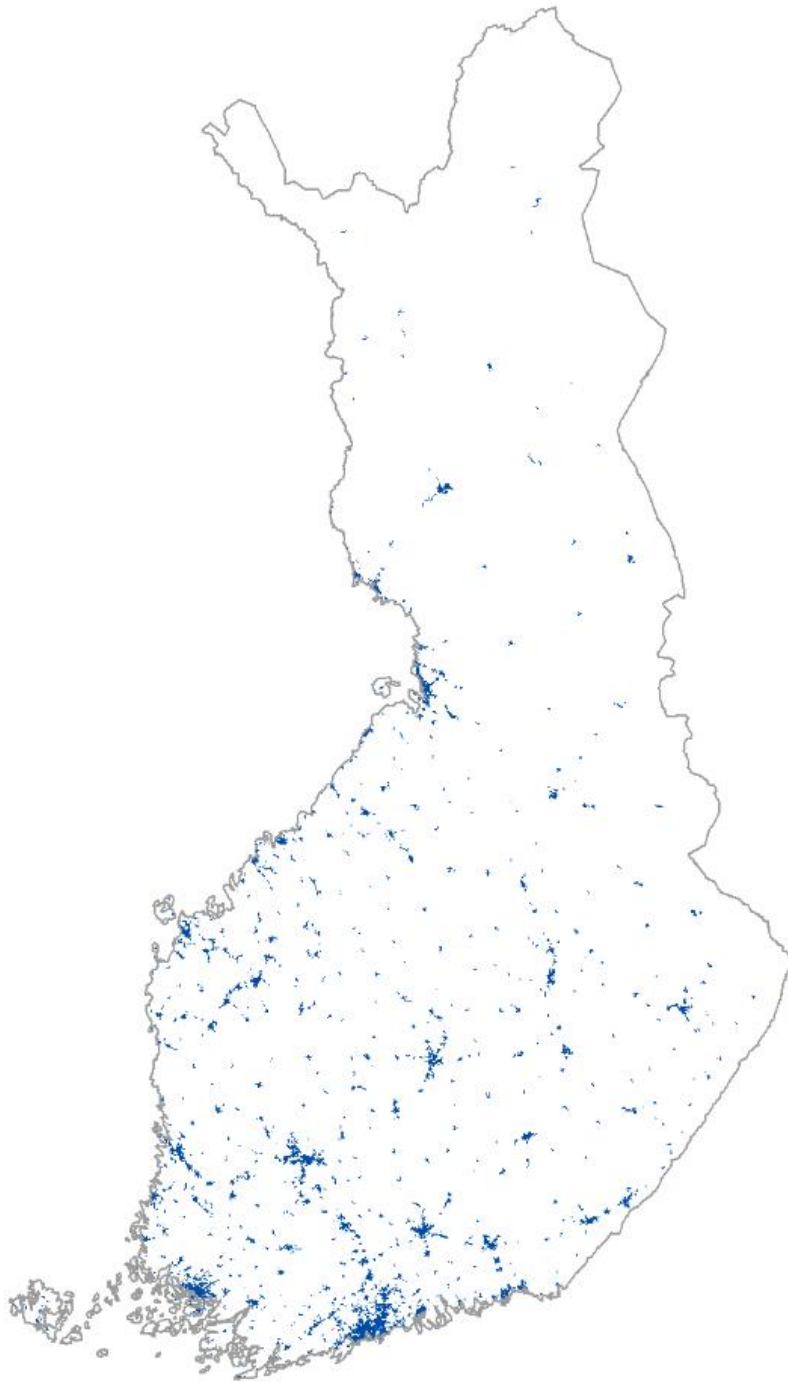
NSW EPA. 2013. Methodology for valuing the health impacts of changes in Particle Emissions – Final Report. NSW Environment Protection Authority.

OECD. 2016. The economic consequences of outdoor air pollution, <http://www.oecd.org/env/the-economic-consequences-of-outdoor-air-pollution-9789264257474-en.htm>

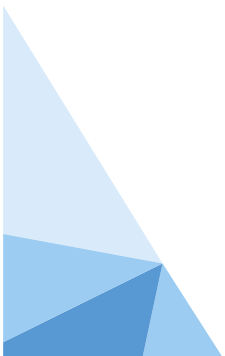
Ostro BD 1987. Air pollution and morbidity revisited. a specification test. *Journal of Environ Econ Manag* 14: 87-98.

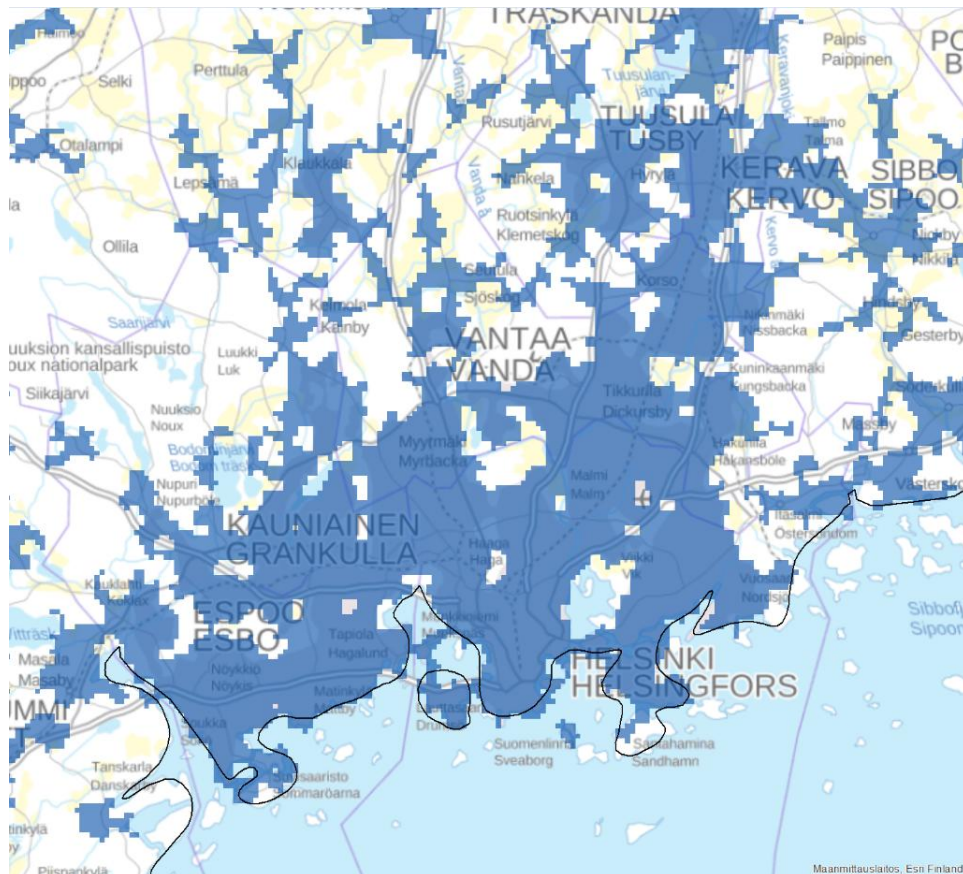
- Ott W., Baur M., Kaufmann Y., Frischknecht R. & Steiner R. 2006. Assessment of Biodiversity Losses. Deliverable D.4.2.- RS 1b/WP4 - July 06. Project no: 502687, NEEDS (New Energy Externalities Developments for Sustainability)
- Pope III, C. A., Burnett, R. T., Thun, M. J., Calle, E. E., Krewski, D., Ito, K., & Thurston, G. D. 2002. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *Jama*, 287(9), 1132-1141.
- Preiss, P., Friedrich, R., Klotz, V. 2008. Deliverable n° 1.1 - RS 3a "Report on the procedure and data to generate averaged/aggregated data". <http://www.needs-project.org/>
- Ready R., Navrud S., Day B., Dubourg R., Machado F., Mourato S., Spanninks F., Rodriguez MXV. 2004. Benefit transfer in Europe: How reliable are transfers between countries? *Environmental & Resource Economics* 29: 67-82.
- Schwermer, S., Preiss, P., Müller, W. 2014 Best-practice cost rates for air pollutants, transport, power generation and heat generation, German Environment Agency (UBA)
- Sofiev M., P. Siljamo, I. Valkama, M. Ilvonen and J. Kukkonen, 2006. A dispersion modelling system SILAM and its evaluation against ETEX data. *Atmos. Environ.* 40 (2006) 674–685.
DOI:10.1016/j.atmosenv.2005.09.069
- Suoheimo P., Petäjä J., Savolahti M., Saarinen K., Grönroos J., Niko Karvosenoja, Silvo K., Forsius M., Vuorenmaa J. 2015. Päästökattodirektiiviehdotuksen ja keskiuurten polttolaitosten direktiiviehdotuksen toimeenpanon vaikutukset Suomessa. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 6/2015.
- Tainio M., Karvosenoja N., Ahtoniemi P., Kupiainen K., Porvari P., Karppinen A., Kangas L., Kukkonen J. ja Tuomisto J.T. 2008. Liikenteen ja puun pienpolton pienhiukkasten terveysriskit. Pienhiukkasten lähipäästöjen terveysriskit, puun pienpoltto ja tieliikenne (PILTTI) – projekti. *Ympäristö ja Terveys* 10, s. 64-70.
- Tervonen, J., Ristikartano, J., Penttinen, M. 2005. Tieliikenteen ajokustannusten yksikköarvojen määrittäminen. Taustaraportti 2005. https://julkaisut.liikennevirasto.fi/pdf/4000485-vtielik_ajokust_yksikkoa.pdf
- Tervonen, J., Ristikartano, J. 2010. Tieliikenteen ajokustannusten yksikköarvot 2010. https://julkaisut.liikennevirasto.fi/pdf3/lo_2010-21_tieliikenteen_ajokustannusten_web.pdf
- Viscusi, W. K., & Masterman, C. J. 2017. Income Elasticity and the Global Value of a Statistical Life.
- Walton, H., Dajnak, D., Beevers, S., Williams, M., Watkiss, P. and Hunt, A. 2015. Understanding the health impacts of air pollution in London, King's College London report
- Watkiss P., P. Steve, et al. 2005. Baseline Scenarios for Service Contract for carrying out cost-benefit analysis of air quality related issues, in particular in the clean air for Europe (CAFE) programme, AEA Technology Environment: 1-122.
- WHO 2013a. Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP project. World Health Organization, Regional Office for Europe.
- WHO 2013b. Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE project. Recommendations for concentration-response functions for cost-benefit analysis of particulate matter, ozone and nitrogen dioxide. World Health Organization, Regional Office for Europe.
- WHO 2015. Economic cost of the health impact of air pollution in Europe. World Health Organization, Regional Office for Europe/OECD.
- WHO 2016. Ambient air pollution: A global assessment of exposure and burden of disease. ISBN: 9789241511353

Liite A: Taajamakartat. Hilaresoluutio 250 m x 250 m



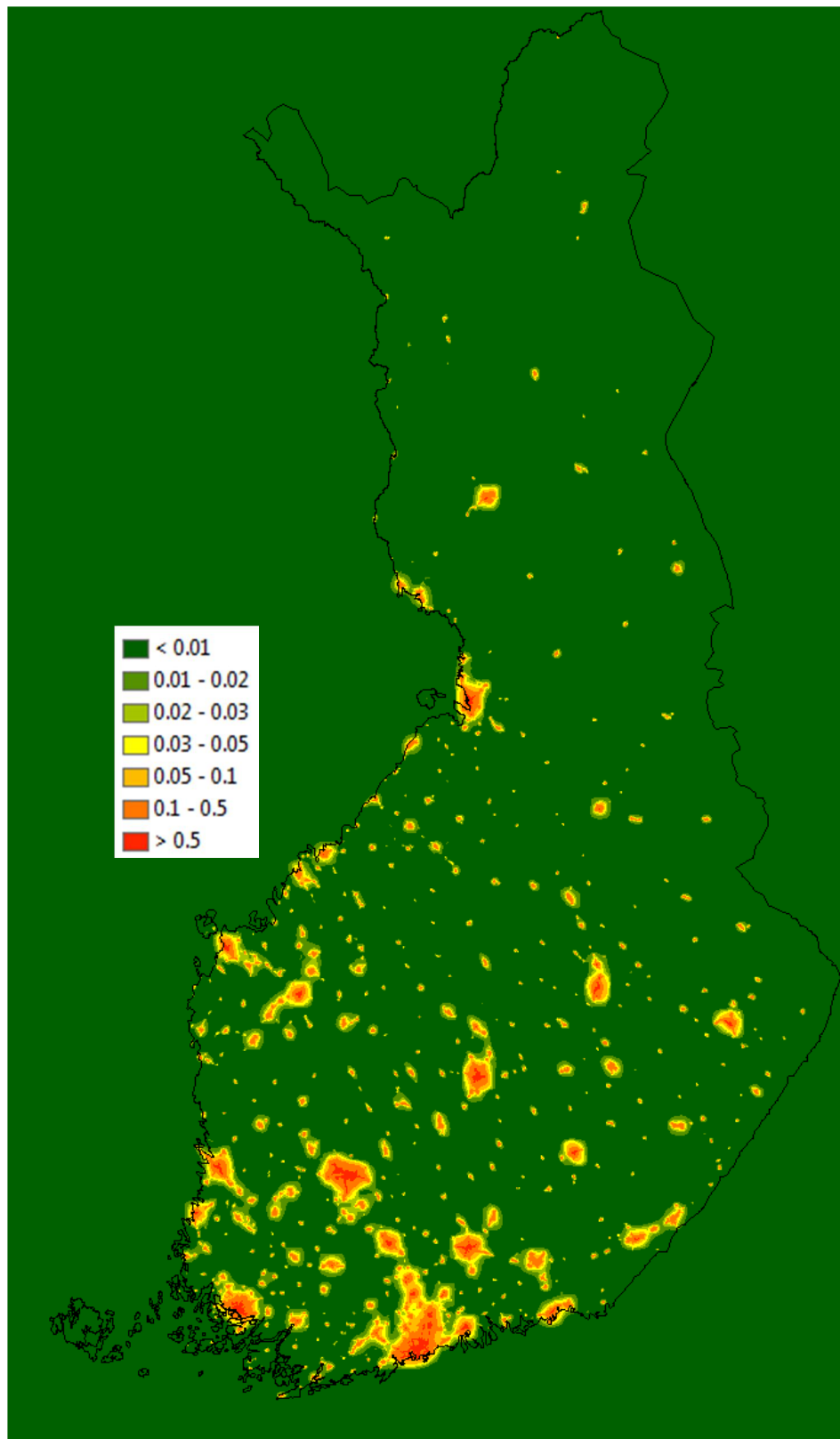
Kuva A1. IHKU-mallinnuksissa käytetyt taajama-alueet.



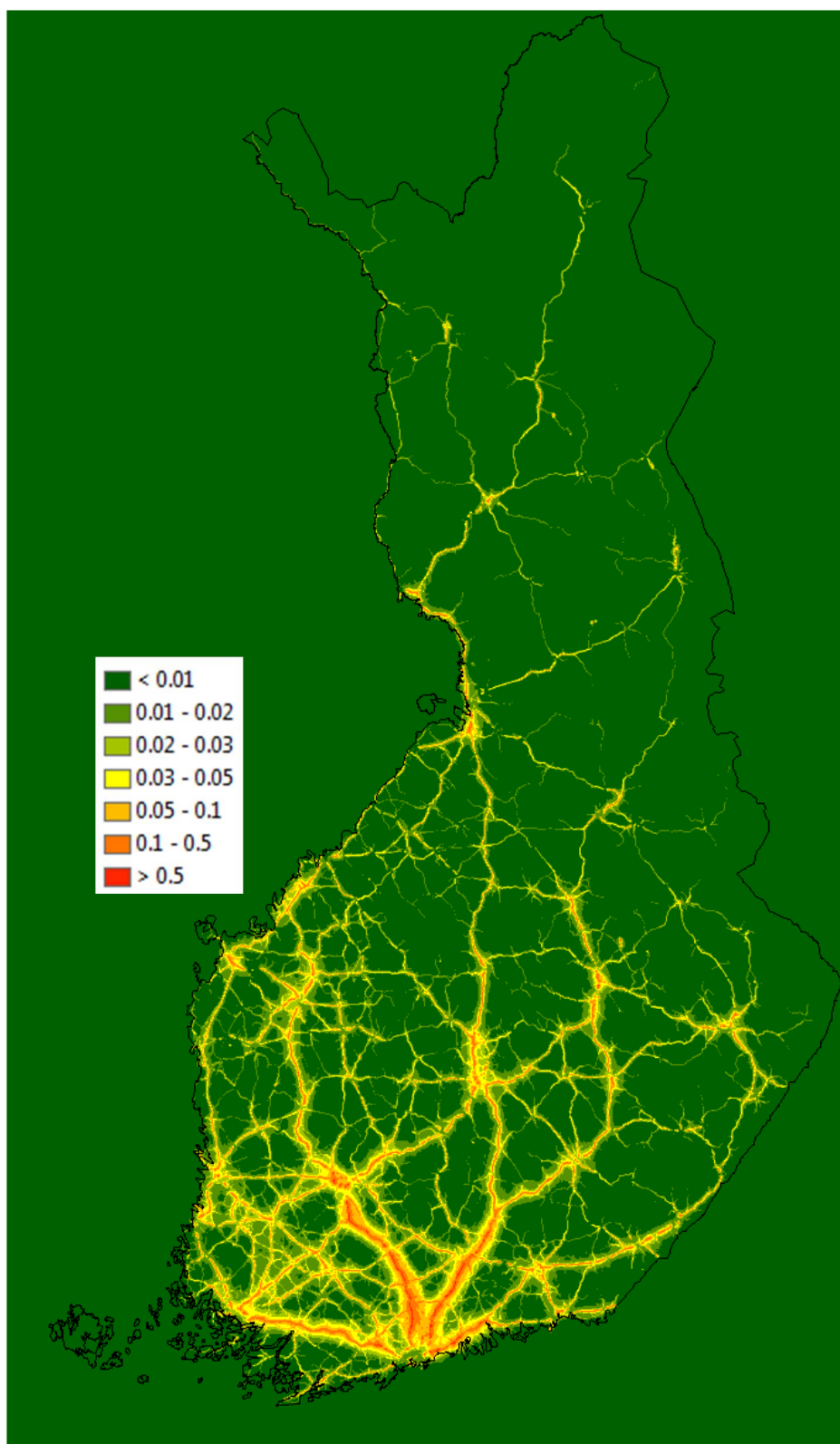


Kuva A2. IHKU-mallinnuksissa käytetyt taajama-alueet pääkaupunkiseudulla.

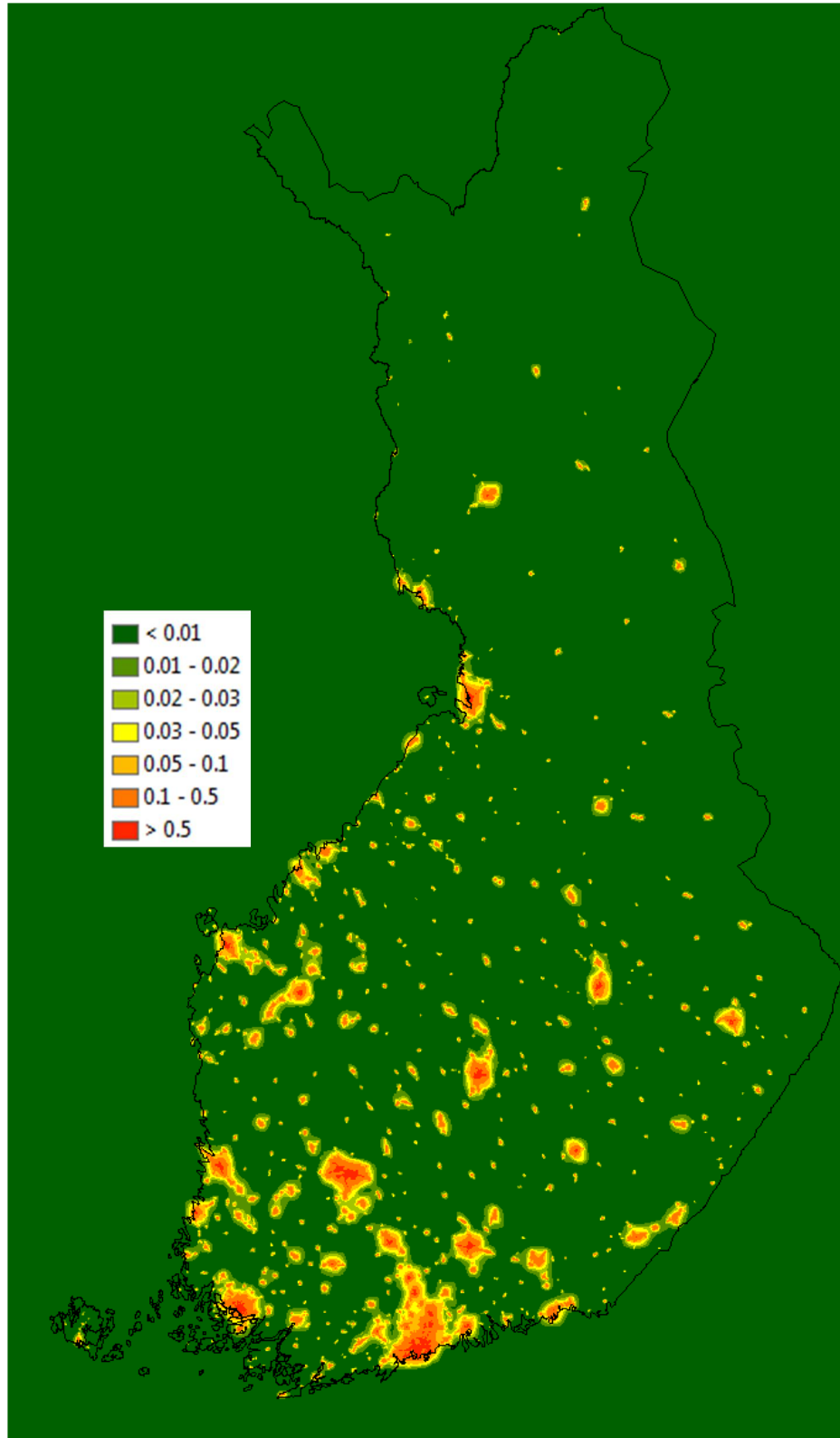
Liite B: FRES-mallin leviämismatriiseilla mallinnetut yhden tonnin $PM_{2.5}$ päästön muutoksen aiheuttamat pitoisuusmuutokset. Hilaresoluutio 250 m x 250 m.



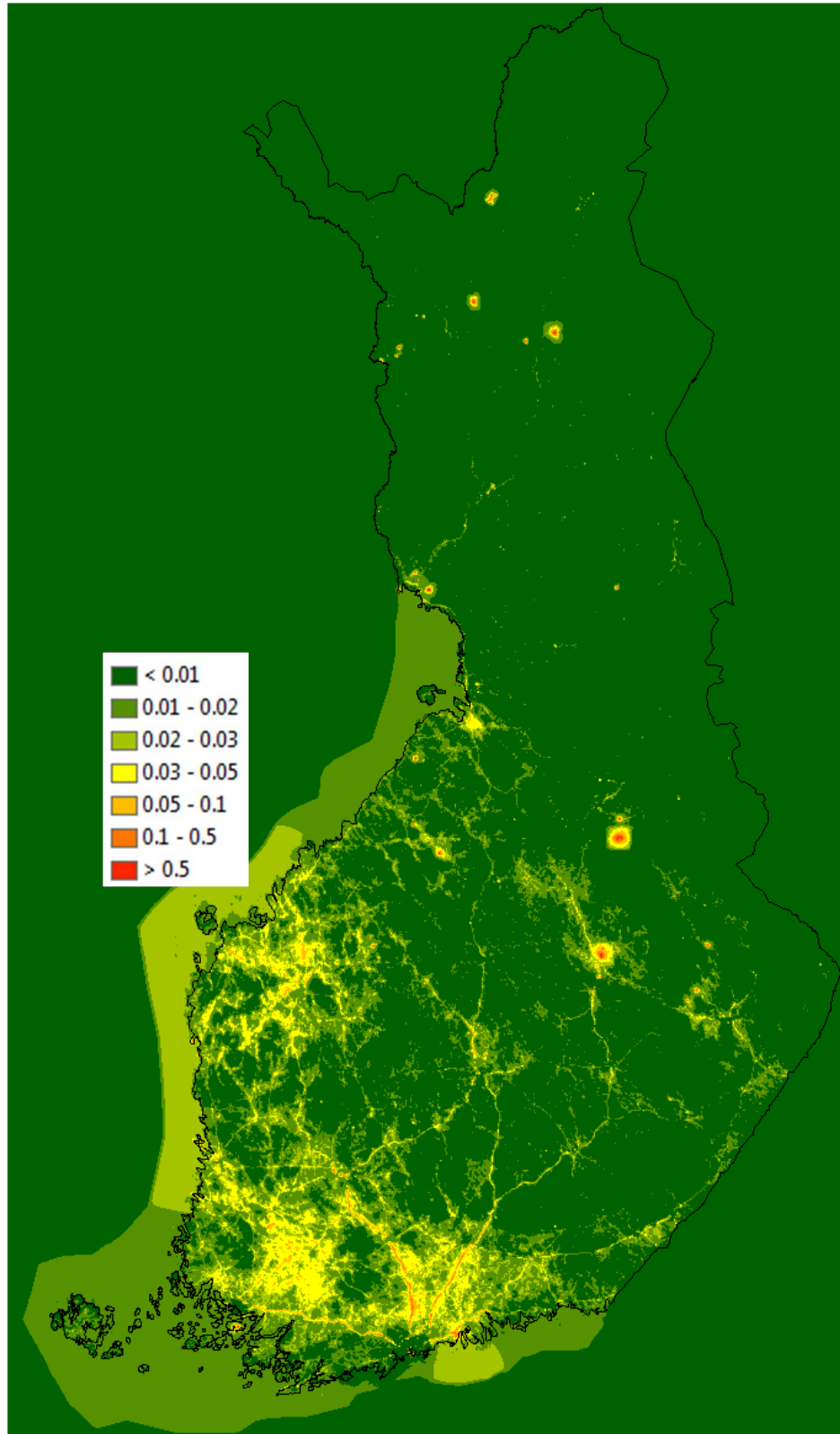
Kuva B1. Tieliikenne, taajama-alue, yhden tonnin $PM_{2.5}$ päästön muutoksen aiheuttamat pitoisuusmuutokset (ng/m^3)



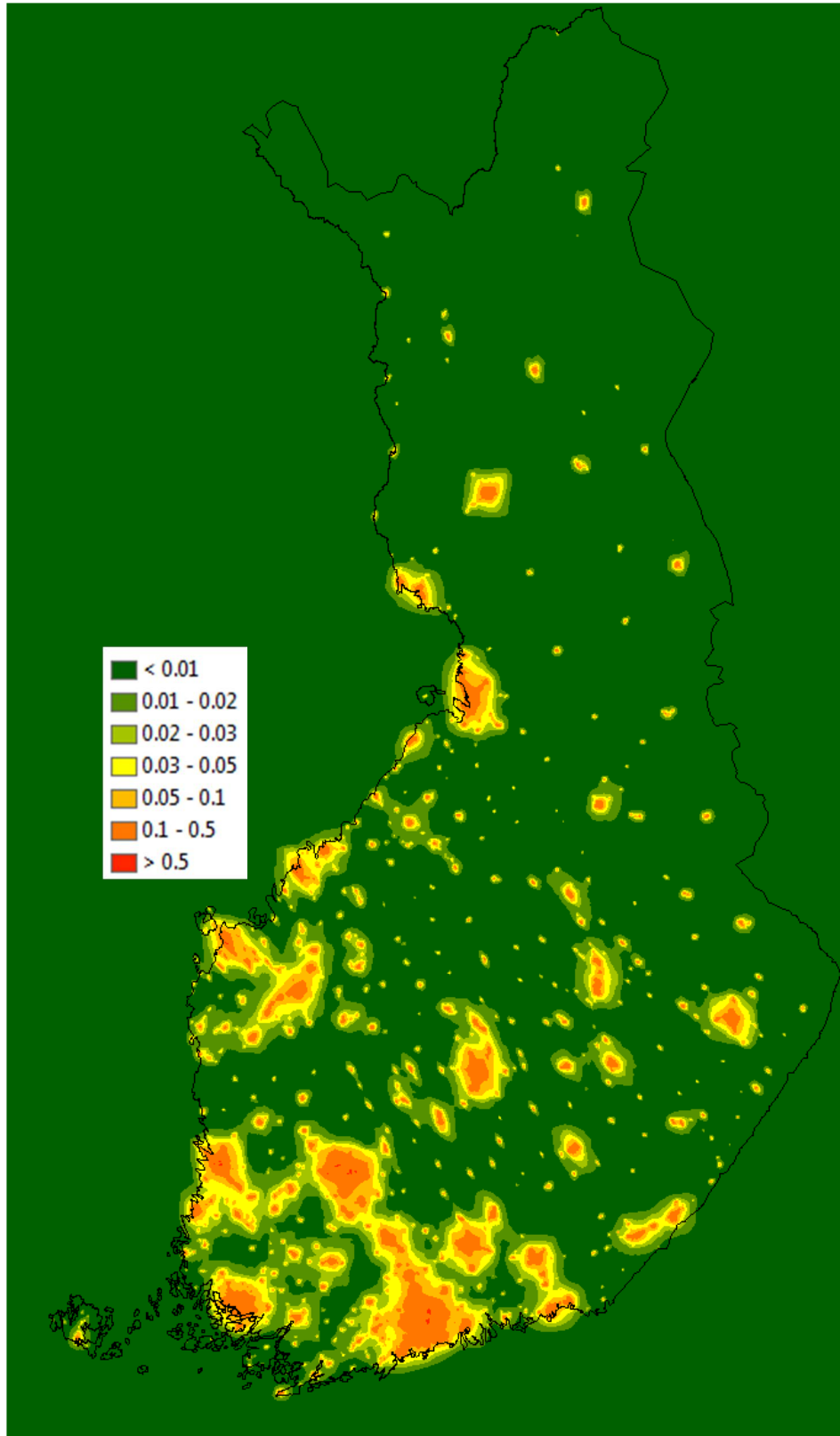
Kuva B2. Tieliikenne, haja-asutusalue, yhden tonnin PM_{2.5} päästön muutoksen aiheuttamat pitoisuusmuutokset (ng/m³)



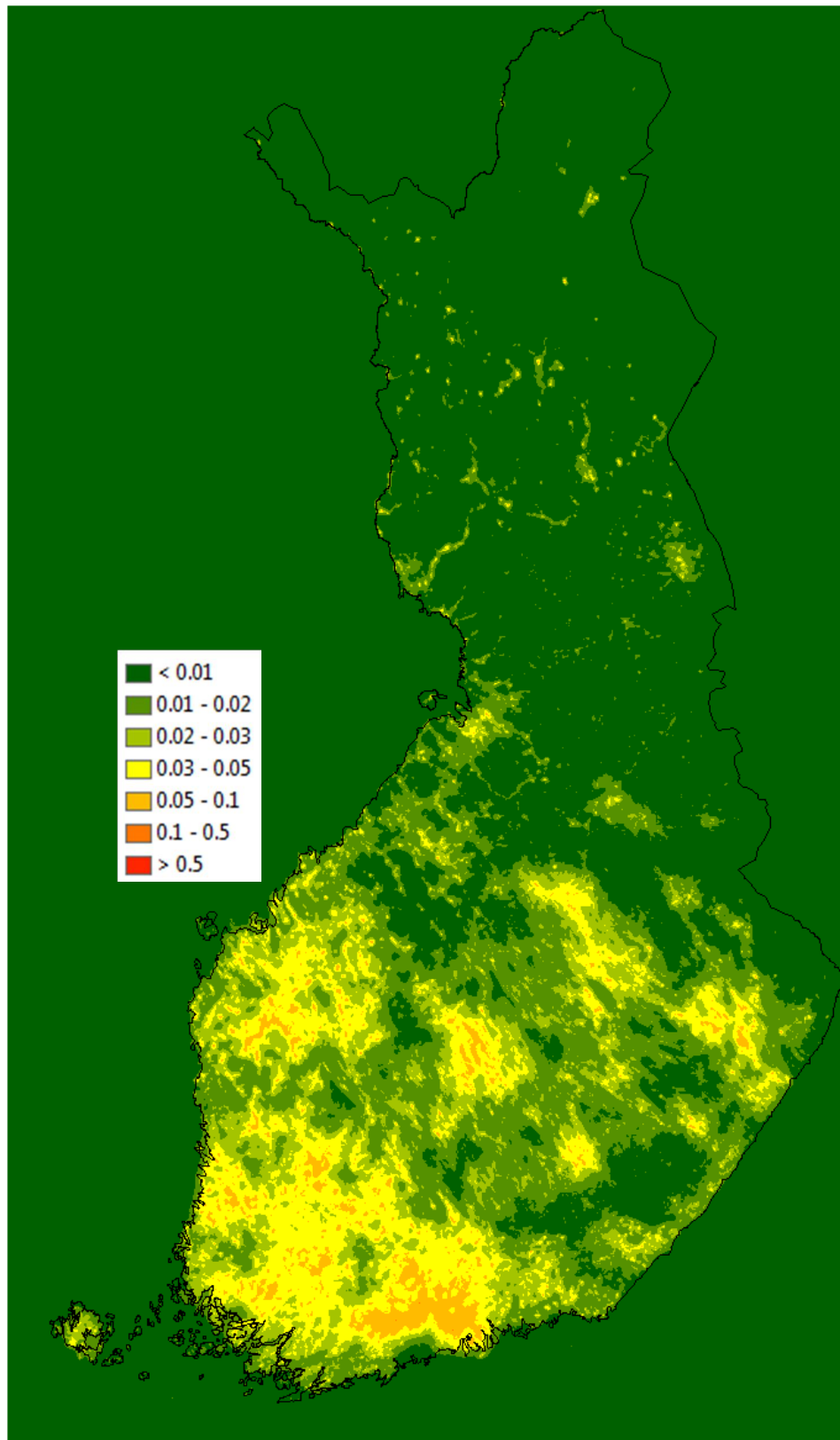
Kuva B3. Työkoneet ja off-road, taajama-alue, yhden tonnin PM_{2.5} päästön muutoksen aiheuttamat pitoisuusmuutokset (ng/m³)



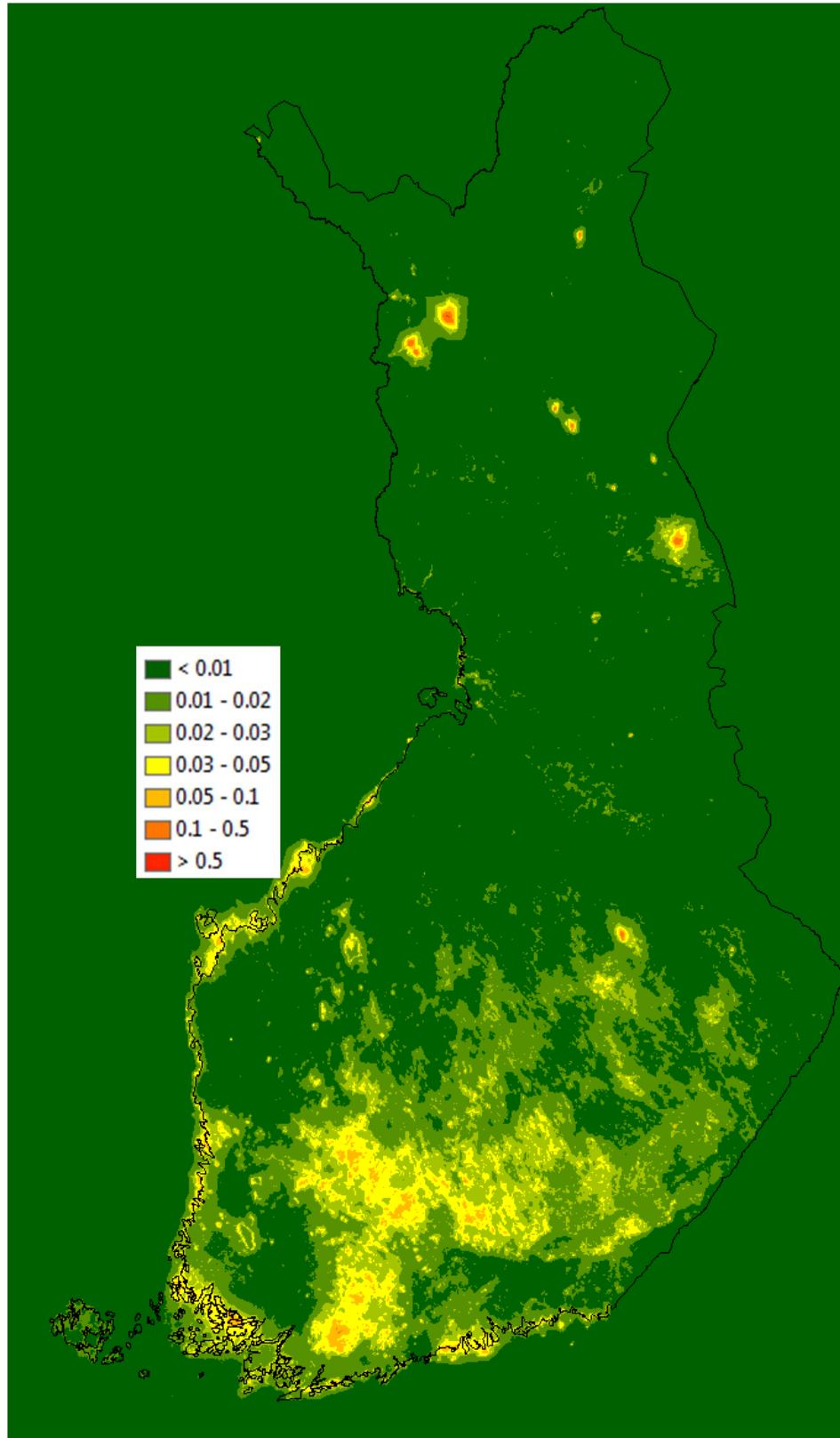
Kuva B4. Työkoneet ja off-road, haja-asutusalue, yhden tonnin PM_{2.5} päästön muutoksen aiheuttamat pitoisuusmuutokset (ng/m³)



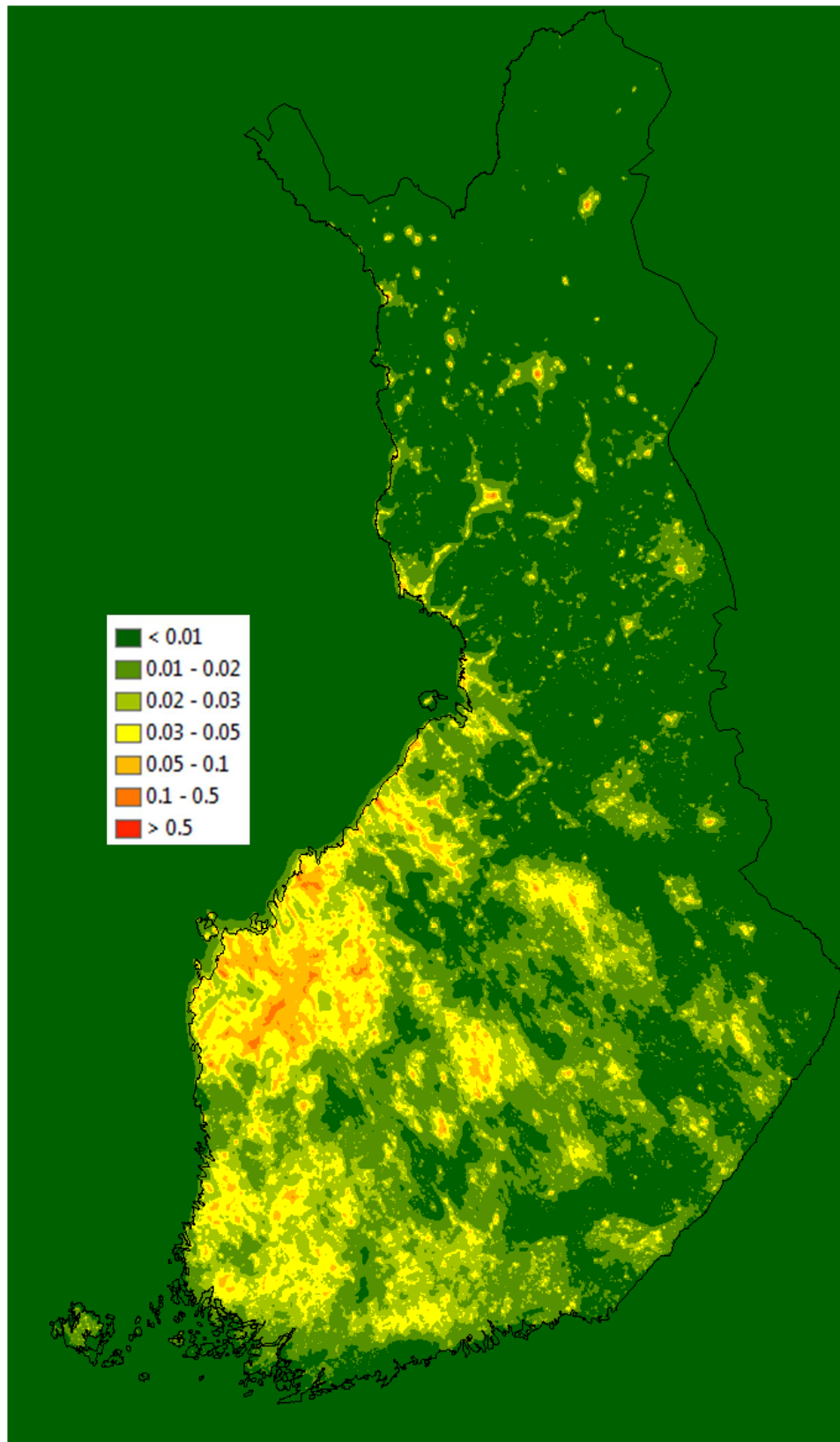
Kuva B5. Puun pienpoltto takoissa ja kiukaissa, taajama-alue, yhden tonnin PM_{2.5} päästön muutoksen aiheuttamat pitoisuusmuutokset (ng/m³)



Kuva B6. Puun pienpoltto takoissa ja kiukaissa, haja-asutusalue, yhden tonnin PM_{2.5} päästön muutoksen aiheuttamat pitoisuusmuutokset (ng/m³)

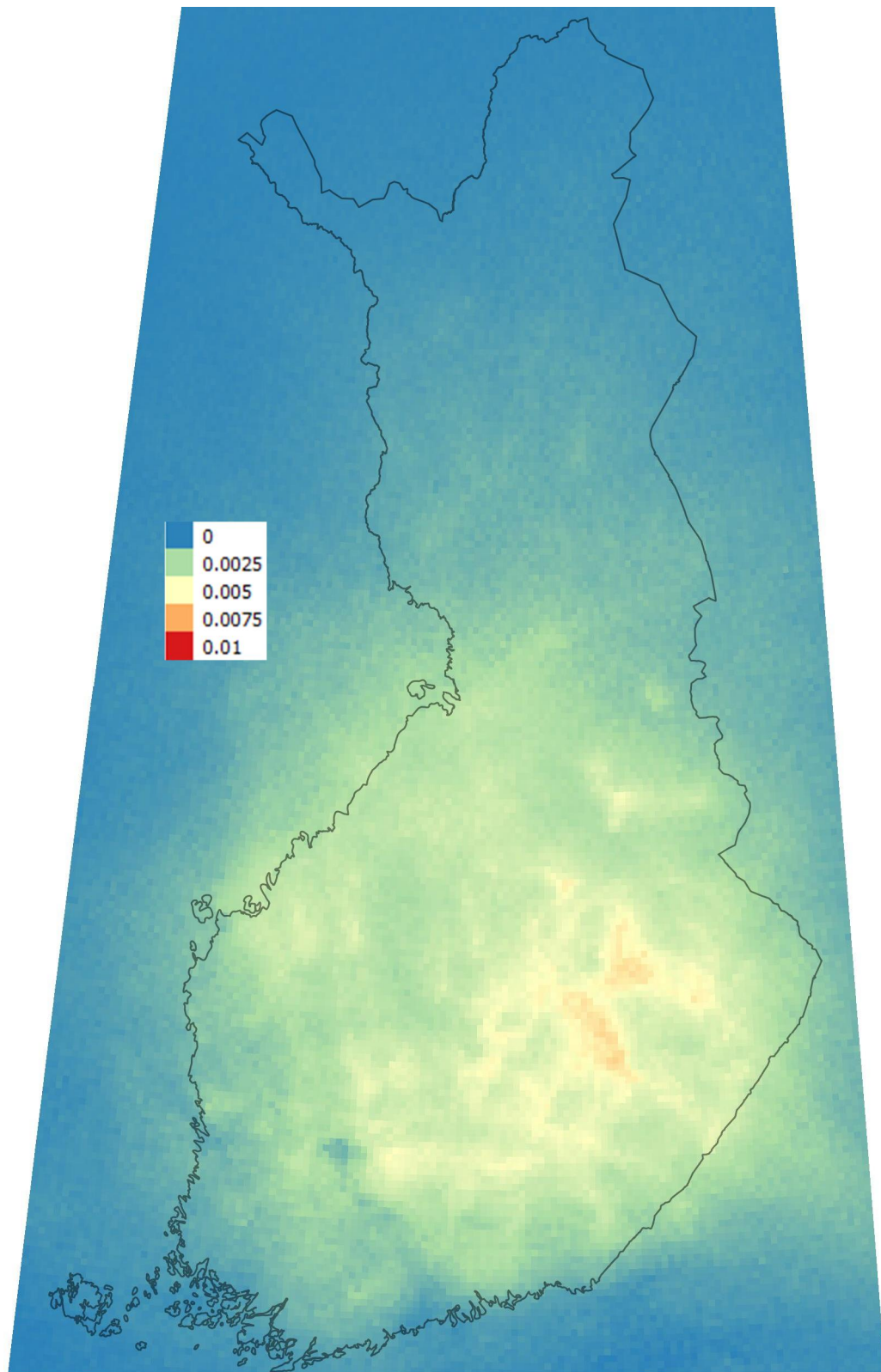


Kuva B7. Puun pienpoltto vapaa-ajan asunnoilla, kaikki alueet, yhden tonnin PM_{2.5} päästön muutoksen aiheuttamat pitoisuusmuutokset (ng/m³)

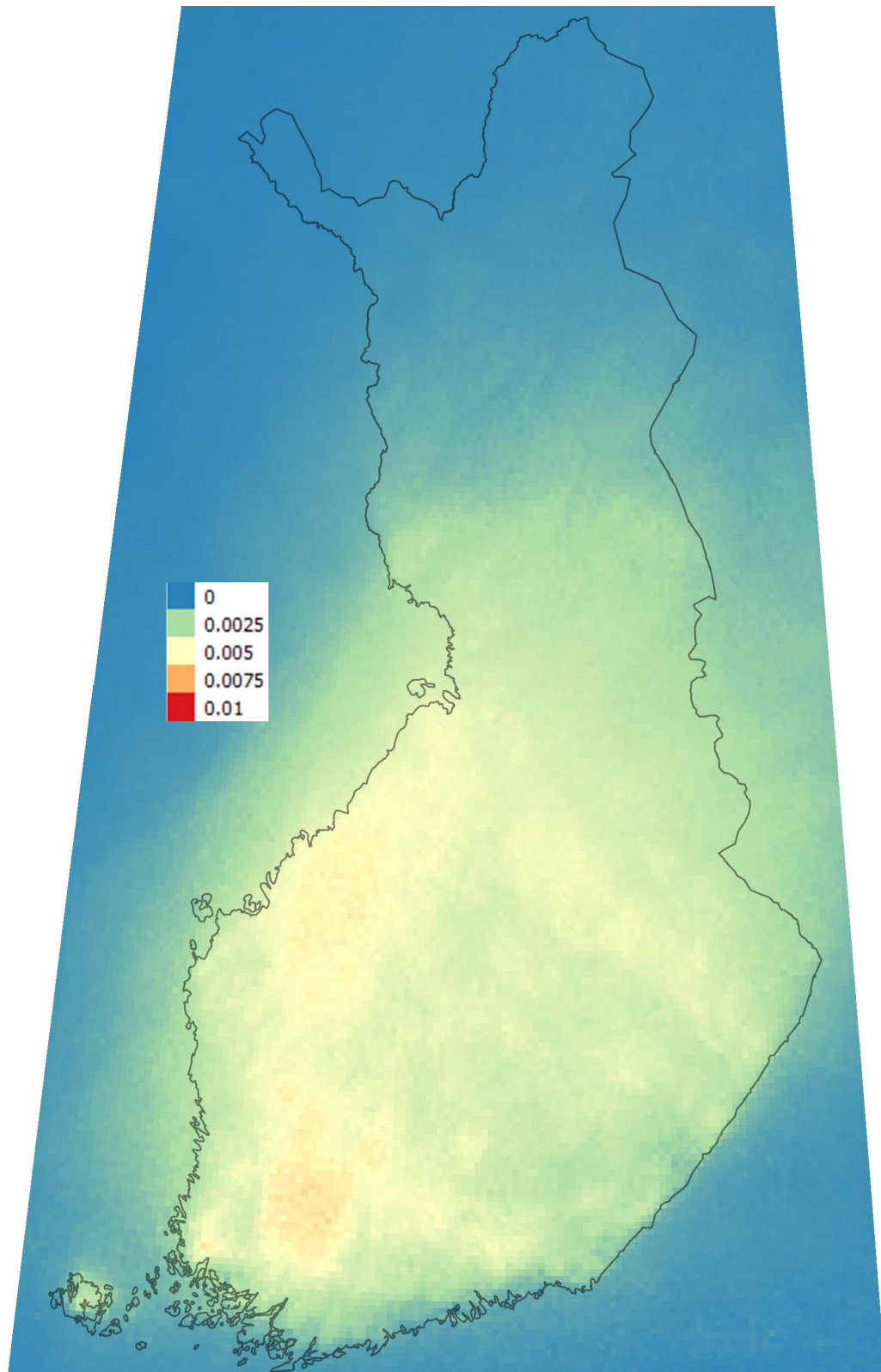


Kuva B8. Puun pienpoltto pientalojen kattiloissa, kaikki alueet, yhden tonnin PM_{2.5} päästön muutoksen aiheuttamat pitoisuusmuutokset (ng/m³)

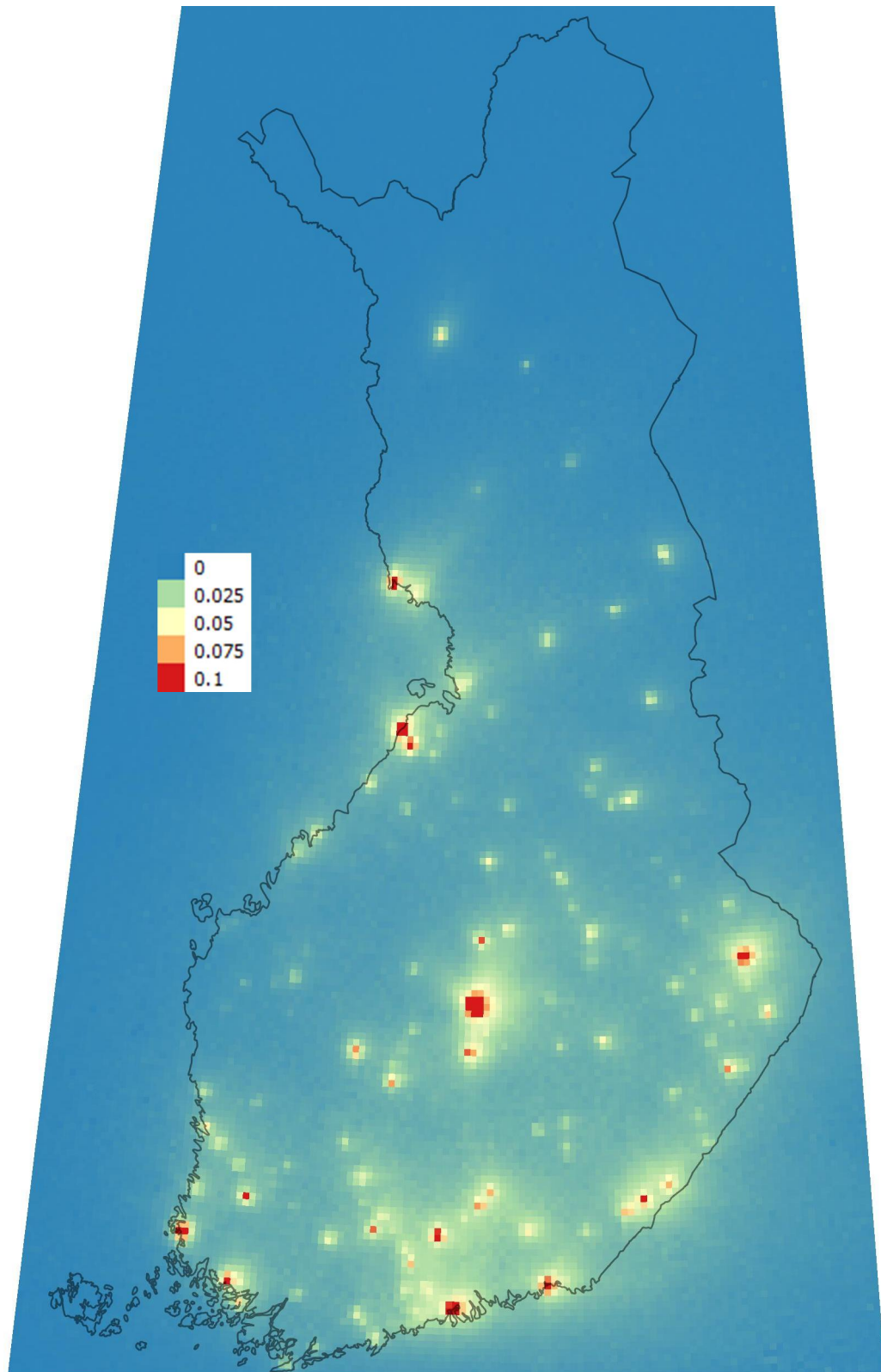
Liite C: SILAM-mallilla mallinnetut yhden tonnin päästömuutoksen aiheuttamat PM_{2.5} pitoisuusmuutokset. Hilaresoluutio 5 km x 5 km



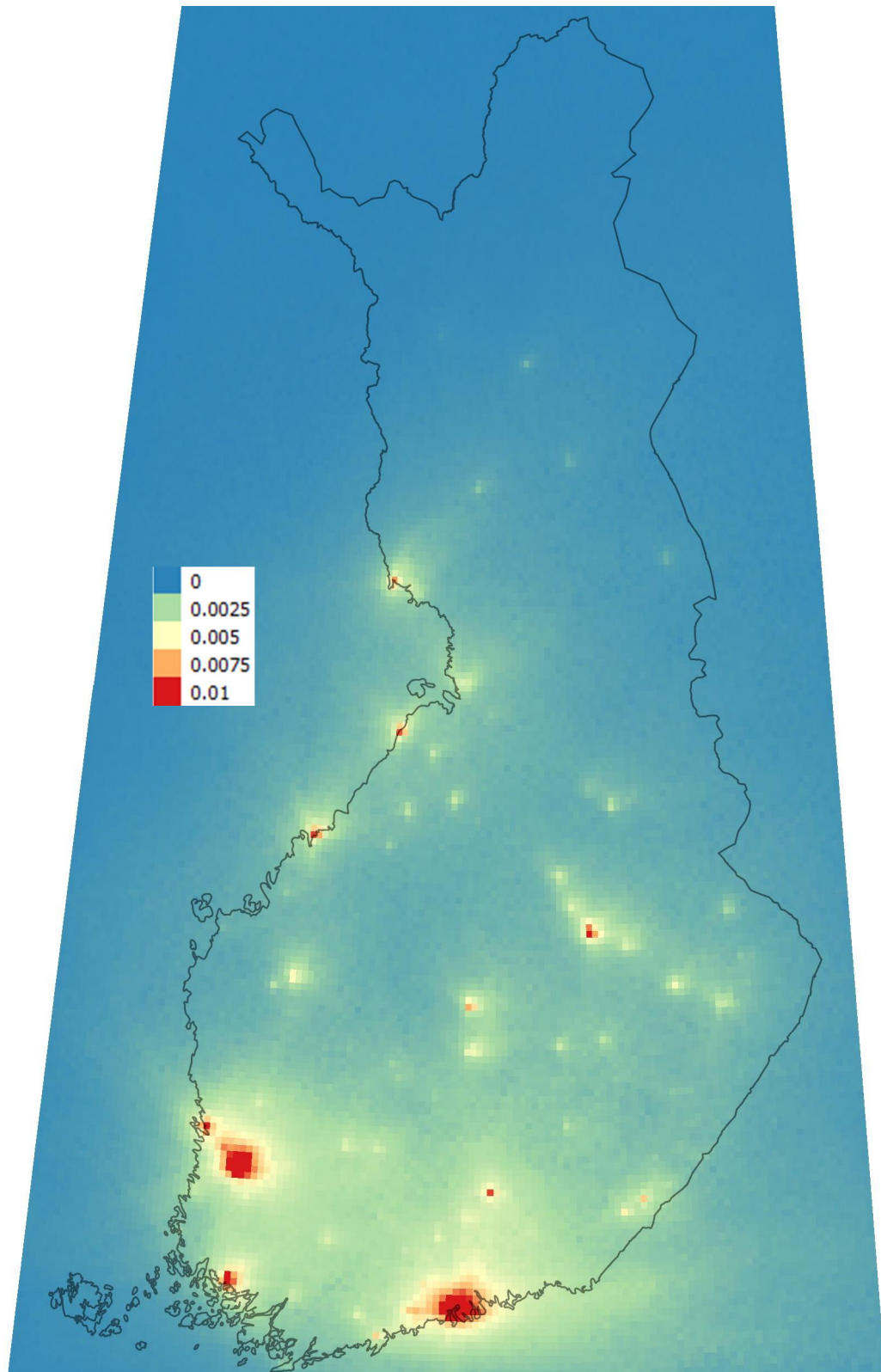
Kuva C1. Liikenne ja työkoneet, kaikki alueet, yhden tonnin NO_x-päästön muutoksen aiheuttamat PM_{2.5} pitoisuusmuutokset (ng/m³)



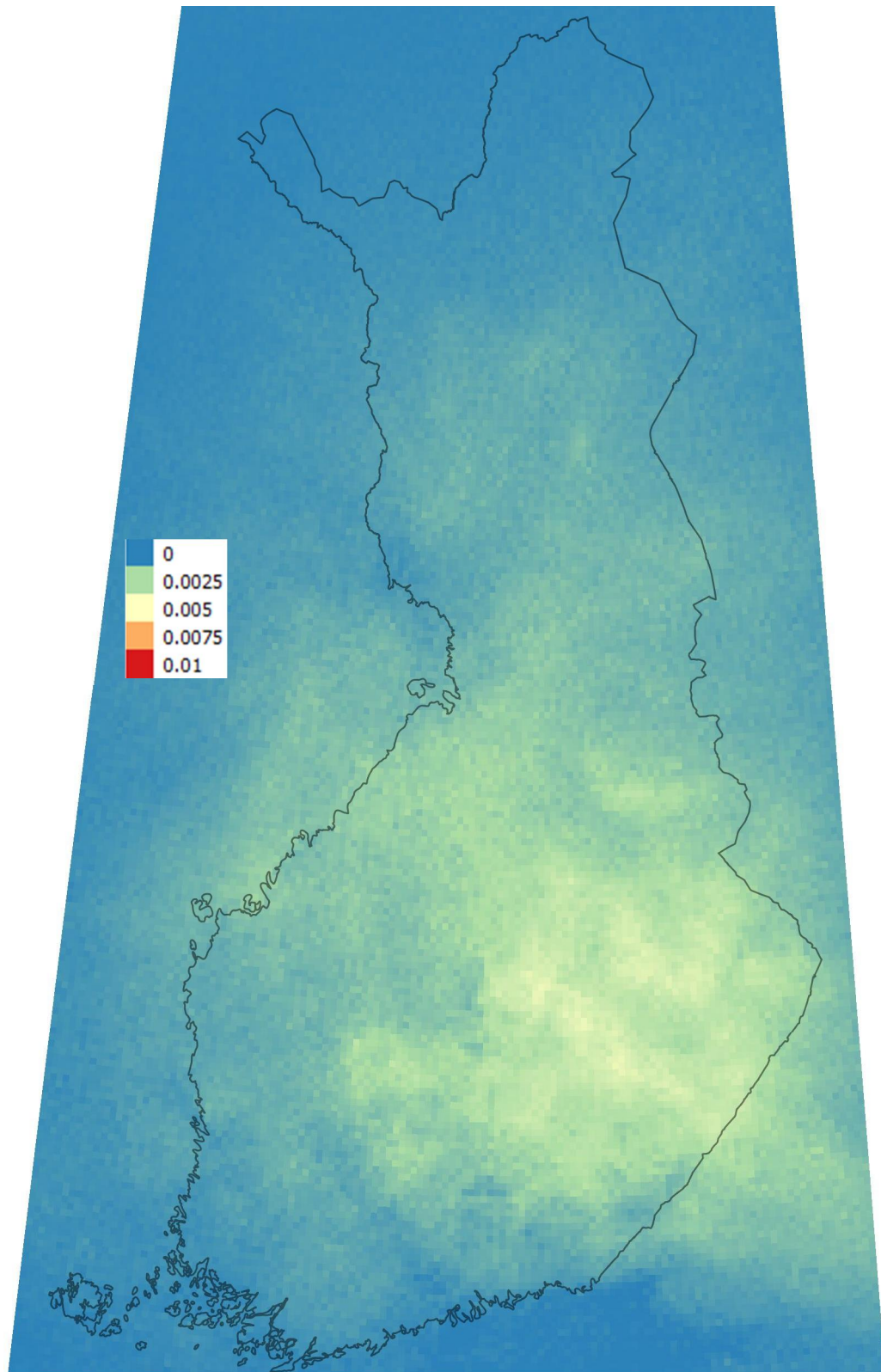
Kuva C2. Maatalous, kaikki alueet, yhden tonnin NH₃-päästön muutoksen aiheuttamat PM_{2.5} pitoisuusmuutokset (ng/m³)



Kuva C3. Voimalaitokset ja teollisuus, kaikki alueet, yhden tonnin PM_{2.5}-päästön muutoksen aiheuttamat PM_{2.5} pitoisuusmuutokset (ng/m³)



Kuva C4. Voimalaitokset ja teollisuus, kaikki alueet, yhden tonnin SO₂-päästön muutoksen aiheuttamat PM_{2.5} pitoisuusmuutokset (ng/m³)



Kuva C5. Voimalaitokset ja teollisuus, kaikki alueet, yhden tonnin NO_x-päästön muutoksen aiheuttamat PM_{2.5} pitoisuusmuutokset (ng/m³)



VALTIONEUVOSTON
SELVITYS- JA
TUTKIMUSTOIMINTA

tietokayttoon.fi

ISSN 2342-6799 (pdf)
ISBN 978-952-287-530-3 (pdf)